

EINDRAPPORT

ADVIS II – DEEL 2

Overleving van teruggooi in de boomkorvisserij

mei 2013

Auteur

Jochen Depestele

Contact

jochen.depestele@ilvo.vlaanderen.be

Rapport nr.

TECH/2013/03d

Projectnaam

ADVIS II

Projectcode

VIS/09/A/04/Div 0157

Periode

2009-2013

Projectpartners

ILVO DIER

Financiering

Europese Commissie (EVF)
Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
ILVO

INHOUD

1	OVERLEVING VAN TERUGGOOI	5
1.1	Inleiding	5
1.2	Overlevingsexperimenten aan boord van RV 'Belgica'	5
1.3	Overleving in cijfers en mogelijke invloedsfactoren.....	10
2	ECOSYSTEEMEEFFECTEN VAN HET TERUGGOOIVERBOD	21
2.1	Inleiding	21
2.2	Ruimtelijk-temporele patronen van het voedingsgedrag van zeevogels	23
2.3	Vogelsamenstelling en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi.....	27
2.4	Toekomstperspectieven	31
3	REFERENTIES	32

1 OVERLEVING VAN TERUGGOOI

Auteurs: J. Depestele¹, M. Desender¹, H. Polet¹ & M. Vincx²

¹ Instituut voor Landbouw- en VisserijOnderzoek (ILVO), Ankerstraat 1, B-8400 Oostende.

² Universiteit Gent, Mariene Biologie, Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent.

1.1 Inleiding

Het verbeteren van de soorten- en lengteselectiviteit van de boomkor is besproken in Deel 3 van dit rapport. Uit dit hoofdstuk blijkt dat er een verbetering van selectiviteit mogelijk is, maar dat er toch ongewenste bijvangsten kunnen worden bovengehaald. Vis waarvan bekend is dat hij een grote overlevingskans heeft, moet terug levens in zee worden gezet. De overlevingskans van teruggewoide vis echter een moeilijk thema en er is weinig over gekend. Bij de aanvang van het Advis-project is aan boord van het onderzoekingsvaartuig (RV) 'Belgica' een experiment gestart om de overlevingskansen van diverse vissoorten en invertebraten na te gaan voor de 4m platvisboomkor met kettingmat. Dit onderzoek werd in samenwerking met de Universiteit van Gent uitgevoerd in het kader van een Master thesis (Desender, 2010). In dit hoofdstuk wordt een samenvatting gegeven van deze onderzoeksresultaten (hoofdstuk 1.2) en een beknopte samenvatting gegeven van onze kennis over de overleving van vis en mogelijke invloedsfactoren (hoofdstuk 0)

1.2 Overlevingsexperimenten aan boord van RV 'Belgica'

1.2.1 Proefopzet van het overlevingsexperiment

Overleving van teruggewoide vis en invertebraten is onderzocht aan boord van het onderzoekingsvaartuig 'Belgica'. De campagnes vonden plaats in november en december 2008, en in februari, april, november en december 2009. Er is gevist met een tweelingboomkor van twee keer 4m, die ingezet werd voor vangstvergelijkingsexperimenten. Eén van de boomkorren is een standaard boomkor met kettingmat en 80mm ruitvormige mazen in de kuil. De kor is vergelijkbaar met diegene die door eurokotters wordt gebruikt. De sleepduur werd gestandaardiseerd to anderhalf uur met een gemiddelde snelheid van 3.5 knopen. Er werden 31 slepen uitgevoerd op visgronden in de Zuidelijke Noordzee.

Na het slepen werd de vangst gelost op dek, opgeschept en in zijn totaliteit gewogen. De vangst werd op een sorteertafel gelegd en de individuen voor de overlevingsexperimenten werden op toevallige wijze uit de vangst gesorteerd. Per sleep werden er 20 invertebraten en 8 of 12 vissen verzameld, afhankelijk van de soort en de gebruikte overlevingsbakken. Individuen die geplet, gekraakt waren of op andere manier duidelijk dood waren, werden geregistreerd. Een overzicht van het aantal soorten, individuen en slepen is gegeven in Tabel 1-1. De andere individuen werden na een gemiddelde blootstelling van 15min in overlevingsbakken geplaatst. Kabeljauw, rog, wijting en steenbolken werden in bakken geplaatst van 175L (70*50*50cm), terwijl invertebraten en platvissen in bakken van 24L (60*40*11cm) werden gehuisvest (Fig. 1-1). Deze laatste bakken zijn identiek aan diegene die gebruikt werden in de experimenten van van Beek et al., (1990). In tegenstelling tot van Beek et al., (1990) echter en op aangeven van Grift et al., (2005) werden er maximaal 20 invertebraten en 4 platvissen in de overlevingsbakken gehouden. Alle bakken zijn voorzien van een continue toevoer van vers zeewater (45L per min).

De kwaliteit van de overlevingsbakken werd gegarandeerd door naast de reguliere slepen van anderhalf uur ook korte slepen ('referentieslepen') uit te voeren. De korte slepen duurden een kwartier,

en na het lossen van de kuil is de vis rechtstreeks in de overlevingsbakken geplaatst. Op die manier is schade tijdens het slepen tot een minimum beperkt, evenals het zonder zuurstof op dek verblijven. Er zijn 46 tongen verzameld over vier slepen, en 25 schollen over drie slepen.

Elk individu werd gedurende minimaal 60 uur opgevolgd, een tijdsduur die bepaald werd door de lengte van de campagnes. Elke 12 uur werden alle individuen gecontroleerd op leven en dood. Dode individuen werden verwijderd, gemeten en de opgelopen fysische schade werd geëvalueerd. Voor vissoorten is het ontbreken van beweging van de kieuwdeksels, vleugels of vinnen gedurende een observatie van twee minuten, of een duidelijke rigor mortis (Enever et al., 2008; Kaiser & Spencer, 1995). Voor invertebraten werd de beweging van het lichaam, stekels, maxillipedia, etc. onderzocht om dood vast te stellen.

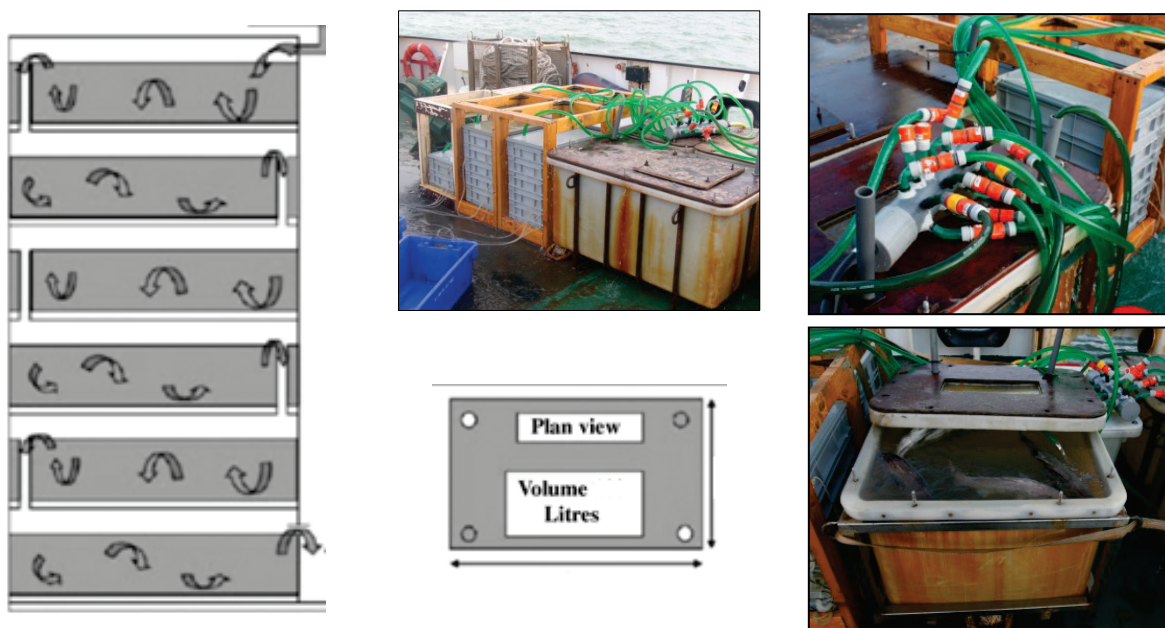


FIG. 1-1 – PROEFOPZET VAN DE OVERLEVINGSBAKKEN, VOORZIEN VAN EEN CONTINUE TOEVOER VAN VERS ZEEWATER (SCHEMA VAN KLEINE BAKKEN IS OVERGENOMEN UIT ENEVER ET AL., (2008))

TABEL 1-1 – SOORTEN, AANTAL EN AANTAL SLEPEN VOOR HET VERZAMELEN VAN INDIVIDUEN VOOR DE OVERLEVINGSEXPERIMENTEN

Soort	Vis		Soort	Invertebraten	
	#	# slepen		#	# slepen
Kabeljauw	64	14	Fluwelen zeemuis	38	2
Schar	15	7	Gewone zeester	216	11
Wijting	76	9	Noordzeekrab	39	9
Tongschar	28	8	Zwemkrabben	72	4
Schol	97	13	Slangsterren	53	6
Roggen	155	22	Heremietkreeft	86	6
Tong	270	30	Gewone zeeëgel	119	6
Bolken	49	7			

De overlevingspercentages van de verschillende soorten is ingeschat met de 'Kaplan-Meier survival analyse', omdat deze analyse het ontbreken van data op bepaalde, typisch latere tijdstippen in rekening brengt. De factoren die een mogelijke invloed hebben op de overleving van vissoorten zijn geregistreerd maar deze analyse is lopende en wordt hier niet voorgesteld. De voornaamste invloedsvariabelen op overleving zijn lengte, vangstgewicht, diepte, vissoort en schadeniveau.

1.2.2 Voorlopige resultaten

Na een periode van 60 uur in de overlevingsbakken zijn er 415 individuen dood op 754 vissen. Op het einde van de experimenten (≥ 60 uur) was dit aantal 468. Het aantal overlevende vissen neemt voor elke vissoort relatief snel af, behalve voor rog en schol die een geleidelijke sterfte kennen tijdens de duur van het gevangenschap in de overlevingsbakken. De sterfte van kabeljauw vlakkt het meest duidelijk af, terwijl dit voor andere vissoorten minder opvalt (Fig. 1-2, Tabel 1-2).

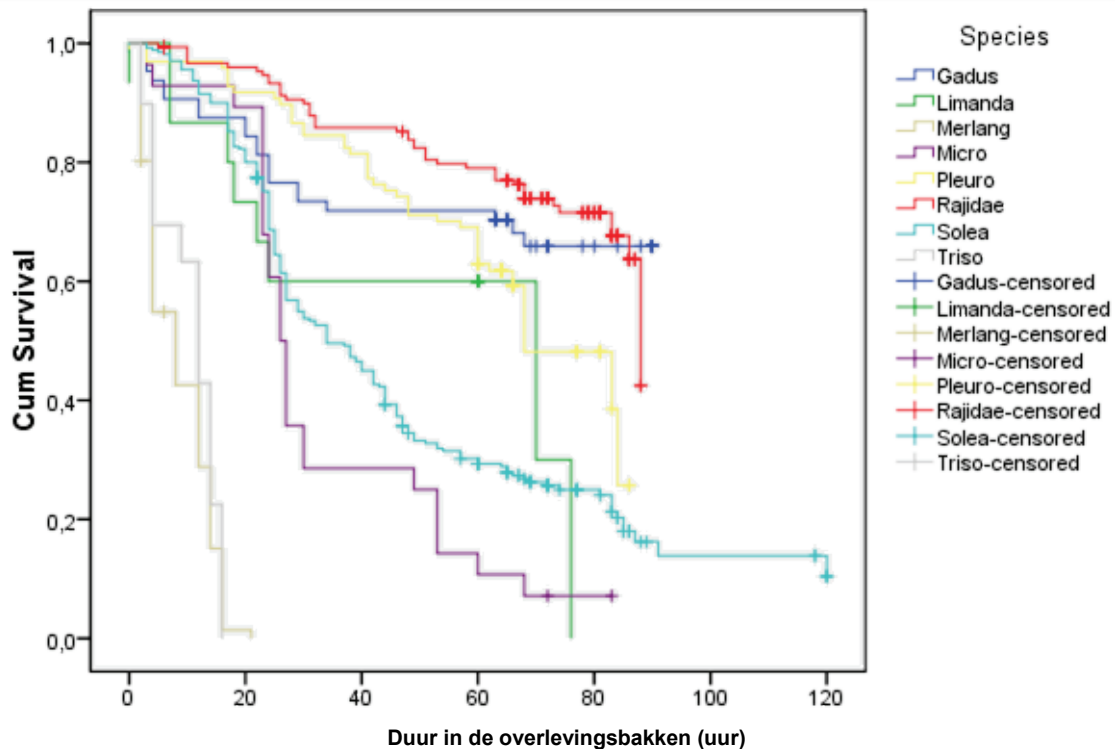


FIG. 1-2 – KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VAN DE ONDERZOCHE VISSOORTEN. EEN KRUIS OP DE CURVE (+) DUIDT AAN DAT ER MINDER INDIVIDUEN GEBRUIKT WERDEN VOOR HET BEREKENEN VAN DE OVERLEVING TOT DAT TIJDSTIP IN VERGELIJKING MET VORIGE TIJDSTIPPEN (CENSORED DATA). *GADUS*: KABELJAUW, *LIMANDA*: SCHAR, *MERLANG*: WIJTING, *MICRO*: TONGSCHAR, *PLEURO*: SCHOL, *RAJIDAE*: ROGGEN, *SOLEA*: TONG, *TRISO*: BOLKEN.

Er zijn 64 kabeljauwen opgevolgd, en die leveren een overlevingspercentage op van 59%. De meeste sterfte van kabeljauw kwam voor in het begin van het experiment, waarna de curve afvlakt. De meeste individuen konden tot 84 uur worden opgevolgd. Opvallend was dat kabeljauw in eerste instantie verdoofd lijkt door het vangstproces en al dan niet een gezwollen zwemblaas vertoont, maar dat na enige tijd in de overlevingsbakken hun activiteit toeneemt. De andere rondvissoorten, wijting en steenbolk, overleefden het vangstproces niet en stierven binnen de 24 uur. De overleving van roggen (*Rajidae*) was het hoogst, 42.5%, maar lijkt gedurende de volledige duur van het experiment verder te blijven duren.

Schar is eveneens niet bestand tegen het vangstproces, daar alle individuen dood waren op het einde van het experiment. Echter, dit betreft slechts 15 individuen. Het overlevingspercentage van tongschar was eveneens heel laag (7.1%), maar ook hier werden er slechts 28 individuen opgevolgd. De overleving van tong en schol is getest op respectievelijk 270 en 97 individuen. Hun overlevingspercentages zijn 10.4 en 25.7%. Schol sterft gedurende de volledige duur van het experiment, terwijl tong vooral in het begin van het experiment sterft, terwijl de sterfte later in het experiment afneemt.

Deze trend van de sterfte lijkt gelijkaardig als die van het experiment van van Beek et al., (1990). De sterfte van schol neemt geleidelijk toe tijdens het experiment, terwijl voor tong er vooral in het begin van het experiment een grote sterfte is. De overlevingspercentage voor tong zijn gelijkaardig, terwijl de overleving van schol lager is in de experimenten van van Beek et al., (1990).

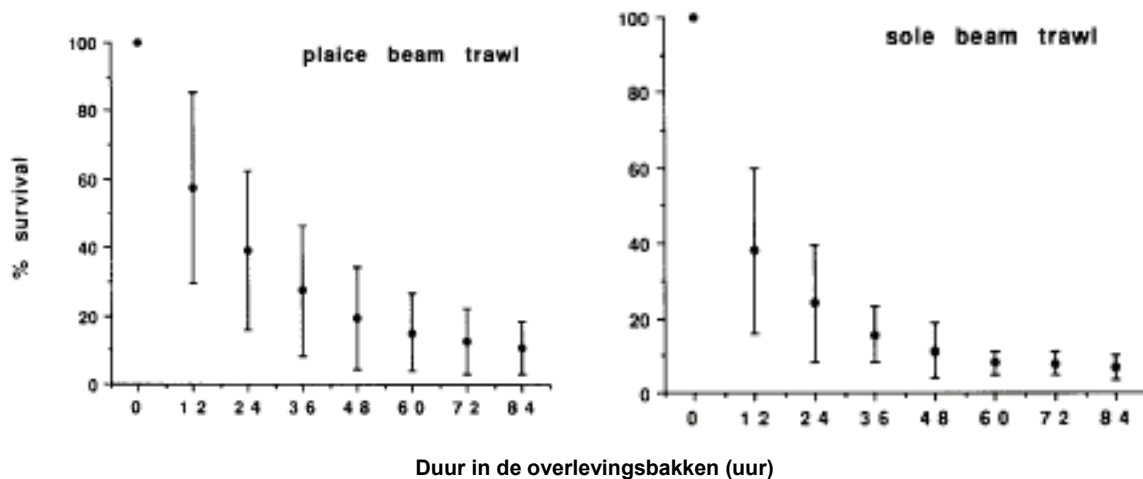


FIG. 1-3 – OVERLEVING (%) VAN SCHOL EN TONG NA BOOMKORSLEPEN VAN TWEE UUR. DE VERTICALE LIJNEN ZIJN STANDAARD-AFWIJKINGEN.

Een kwaliteitscontrole voor de kleine overlevingsbakken is uitgevoerd voor 25 individuen van schol, en 46 tongen. Van deze laatste gingen 2 tongen door, terwijl de rest bleef leven (Fig. 1-4).

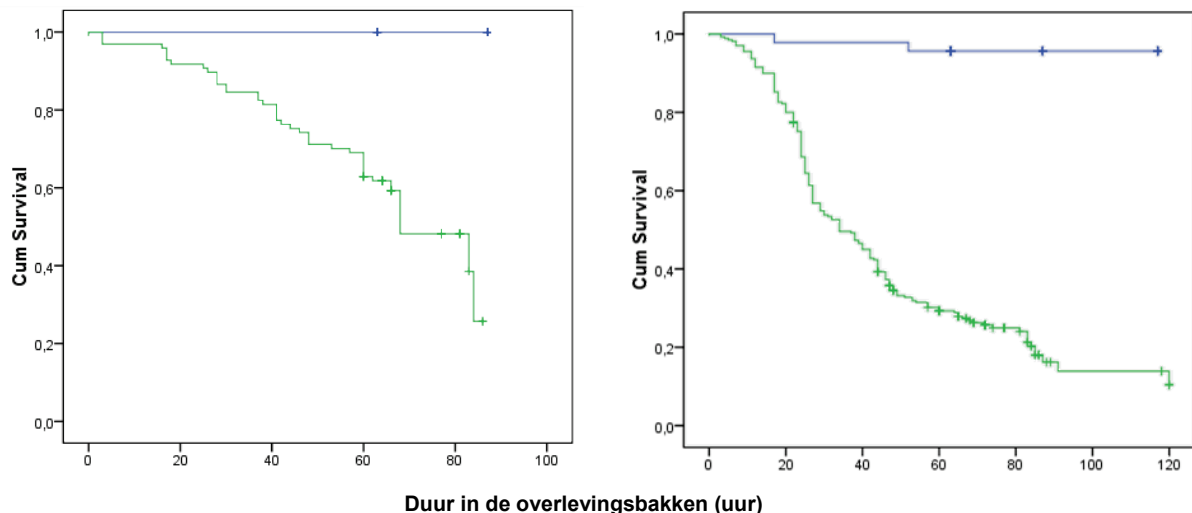


FIG. 1-4 - KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VOOR SCHOL (LINKS) EN TONG (RECHTS). DE BLAUWE CURVEN GEVEN HET OVERLEVINGSPERCENTAGE VAN DE REFERENTIESLEPEN (KORTE SLEPEN MET BEPERKTE TIJD OP DEK), TERWIJL DE GROENE CURVEN DE REGULIERE BOOMKORSLEPEN (1.5u) ZIJN MET 15MIN VERWERKINGSTIJD OP DEK.

De overlevingspercentages van invertebraten zijn merkkelijk hoger dan voor vis, wat ook bevestigd wordt door Kaiser & Spencer, (1995). De hoogste sterftcijfers was voor zwemkrabben (*Liocarcinus* sp.) (54.8%), gevolgd door gewone zeeëgels (17.1%). De sterfte van de andere invertebraten (gewone zeester, Noordzeekrab, slangster en heremietkreeften) was laag (<10%) (Fig. 1-5, Tabel 1-2).

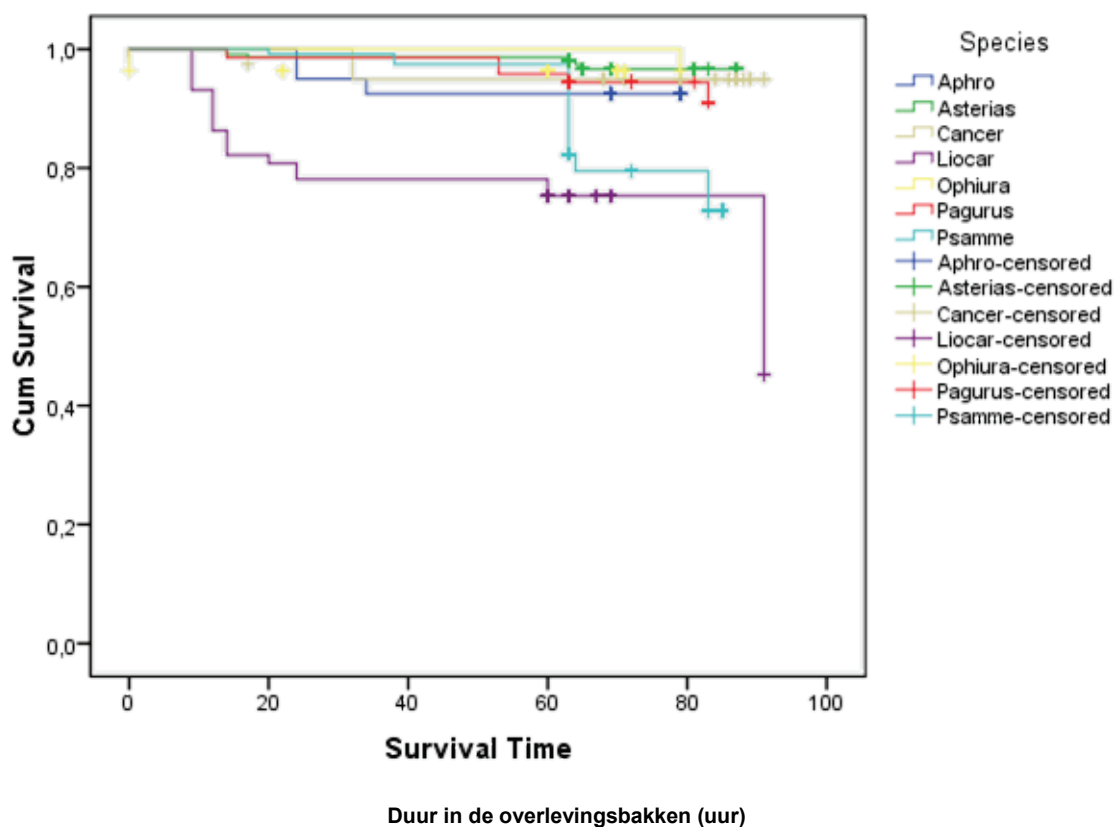


FIG. 1-5 - KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSCURVEN VAN DE ONDERZOCHE INVERTEBRATEN. EEN KRUIS OP DE CURVE (+) DUIDT AAN DAT ER MINDER INDIVIDUEN GEBRUIKT WERDEN VOOR HET BEREKENEN VAN DE OVERLEVING TOT DAT TIJDSTIP IN VERGELIJKING MET VORIGE TIJDSTIPPEN (CENSORED DATA). *APHRO*: FLUWELN ZEEMUIS, *ASTERIAS*: GEWONE ZEESTER, *CANCER*: NOORDZEEKRAB, *LIOCAR*: ZWEMKRAB, *OPHIURA*: SLANGSTER, *PAGURUS*: HEREMIETKREEFT, *PSAMME*: GEWONE ZEEËGEL

TABEL 1-2 – KAPLAN-MEIER OVERLEVINGSPERCENTAGES VOOR VIS EN INVERTEBRATEN

Soort	Steekproef- grootte	Sterfte (events)	censored	Proportie overlevende	
				Schatting	Standaardfout
vis					
Kabeljauw	64	21	43	0,590	0,061
Schol	97	43	54	0,257	0,126
Roggen	155	44	111	0,425	0,178
Tong	270	203	67	0,104	0,040
Schar	15	8	7	0,000	0,000
Wijting	76	74	2	0,000	0,000
Tongschar	28	26	2	0,071	0,049
Bolken	49	49	0	0,000	0,000
invertebraten					
Fluwelen zeemuis	40	3	37	0,925	0,042
Gewone zeester	218	6	212	0,967	0,014
Noordzeekrab	40	2	38	0,949	0,035
Zwemkrab	73	20	53	0,452	0,168
Slangster	55	2	53	0,964	0,025
Heremietkreeft	72	5	67	0,911	0,042
Gewone zeeëgel	119	26	93	0,729	0,051

1.3 Overleving in cijfers en mogelijke invloedsfactoren

De sterfte van commerciële soorten die teruggewooid worden in zee is een onderzoeksthema sinds jaren. Omdat studies complex, duur en/of tijdrovend zijn, zijn de geboekte resultaten beperkt en vertegenwoordigt teruggooi-sterfte ('*discard mortality*') nog steeds een grote factor van onzekerheid in het visserijbeheer. Toch kunnen een aantal algemene tendenzen waargenomen worden die de variabiliteit in sterftcijfers kunnen verklaren.

Het vangstmechanisme is ongetwijfeld cruciaal. Zo is aangetoond dat de levensvatbaarheid van kabeljauw het grootst is in visserijen met haken en lijnen, zowel beuglijnen ('*longlines*') als handlijnen, en aanzienlijk lager in kieuwnet- en sleepnetvisserijen (Benoit et al., 2010). Diezelfde auteurs besloten dat naast het type vistuig, ook de tijd die een organisme op het dek doorbrengt, de grootste en meest consistente invloed heeft op haar levensvatbaarheid. De temperatuur van de lucht, en het zeewater, net als de grootte van de vis zijn tevens belangrijk voor een aantal soorten, terwijl slechts voor een beperkt aantal, andere soorten de diepte waarop er gevist is, de grootte van de vangst en de duur van het vissen de overleving mee bepaalt. De onderzochte soorten zijn naast Atlantische kabeljauw (*Gadus morhua*) vooral soorten die in de Noordwest Atlantische Oceaan voorkomen, zoals heilbot (*Hippoglossus hippoglossus*), *Pleuronectes americanus*, etc. De voornaamste conclusie die uit deze studie kan genomen worden, is het belang van verschillende factoren voor overleving. Dezelfde elementen worden in andere overzichtsartikels tevens beklemtoond (Broadhurst et al., 2006; Davis, 2002).

Broadhurst et al., (2006) beschrijft enkel sleepnetvisserijen en maakt een onderscheid tussen technische, biologische en omgevingsfactoren. De technische factoren, welke onmiddellijk ook het gemakkelijkst te manipuleren zijn, omvatten sleepsnelheid, diepte en sleepduur. De invloed van sleepsnelheid is terug te brengen op de mogelijkheid van de vis om weg te zwemmen en contact met het vistuig te vermijden. Hier ligt dus een *mogelijk* onderscheid tussen bordennetten, boomkor met kettingmat en met Sumwing en wekkers gevonden worden. Het effect van diepte hangt samen met biologische en omgevingsfactoren, zoals de aanwezigheid van een zwemblaas en/of variaties in temperatuur (zie onder). Een langere sleepduur blijkt vooral in een lagere overleving te resulteren. van Beek et al., (1990) toont aan dat zowel voor tong (*Solea solea*) als voor schol (*Pleuronectes platessa*) de duur van het slepen van significant belang is, zij het marginaal significant voor schol. Een sleepduur van twee uur komt overeen met een overleving tussen 4.3 en 11.6% voor tong, en 3.0 en 20.9% voor schol, terwijl één uur slepen overlevingspercentage opleverde tussen 15.1 en 29.3% (tong) en 4.9 en 37.7% (schol). Het effect van een langere sleepduur was niet significant in een overlevingstudie van roggen in een demersale bodemsleepnetvisserij in het Bristol Kanaal (Enever et al., 2008). De overleving van roggen was nochtans verschillend in de kortere slepen, namelijk 87% (45min – 2u), ten opzichte van de langere slepen, namelijk 55% (2.7 – 4.3u). Voor roggen is echter het vangstgewicht geselecteerd als een belangrijke factor, een factor die gecorreleerd kan zijn met de sleepduur. De correlatie van sleepduur en vangstgewicht was niet onderzocht in de studie. Dezelfde technische factoren worden ook door Davis, (2002) aangehaald, maar tevens in relatie tot andere vistuigen. Elk vistuig levert interne en externe verwondingen op, zoals verlies van schubben, verbrijzeling, uitputting door het zwemmen, etc. Sleepnetvisserij leveren het meest ernstige type van verwondingen op, zij het afhankelijk van het contact dat er gemaakt wordt met de vissoort. Er kan dus verwacht worden dat soorten die in het nauw fysisch contact met kettingmatten en wekkers komen een hogere sterfte ondervinden. Sterfte zou kunnen verminderd worden als dit fysisch contact kan worden verminderd.

De invloed van biologische en de omgevingsfactoren op de overleving zijn talrijk en interageren veelal met de technische factoren. Dit maakt het moeilijk om eenduidige, weinig variabele cijfers te geven die in alle situaties toepasbaar zijn. Ontegensprekelijk zijn er verschillen tussen soorten. Hoe hoger de robuustheid, hoe minder sterfte. Dit zijn soorten met een stevige opbouw, of een exoskelet en met mogelijkheden om buiten water te ademen (zoals Noordzeekrab, *Cancer pagurus*). De aanwezigheid van een zwemblaas verlaagt tevens de kans op overleving, vooral op grotere dieptes. De sterfte van teruggewooide kabeljauw in handlijnvisserij in IJsland is bijvoorbeeld gemiddeld 43%, maar is significant hoger in diep water (75 – 122m, 54%) dan in ondiep water (19 – 53m, 32%) (Pálsson et al., 2003). De overleving van kabeljauw in een 4m boomkor met kettingmat is onderzocht aan boord van het onderzoeksvaartuig 'Belgica' en levert een percentage van 59% na 60uur in overlevingstank. De diepte waarop gevestigd is, varieert tussen 11 en 45m (Desender, 2010). De aanwezigheid van een zwemblaas is hier een belangrijke factor. Voor andere soorten is de diepte niet bepalend, zoals voor wijting en bolken (*Trisopterus spp.*). Beide soorten vertonen 100% sterfte, zelfs in ondiepe wateren (Desender, 2010). De zwemblaas en ogen zwellen als gevolg van drukveranderingen. Deze soorten drijven boven, en er zijn weinig mogelijkheden om sterfte in teruggewooi te verminderen. Tevens is duidelijk dat de lengte van de teruggewooide vis van belang is. Kleinere vissen zijn gevoeliger voor stress, zoals is vastgesteld voor verschillende soorten als wijting (*Merlangius merlangus*), kabeljauw, schelvis (*Melanogrammus aeglefinus*), roggen, etc. (Davis, 2002). Kleinere vissen zijn sneller uitgeput door het vangstproces, en lopen sneller wonden op dan grotere. Het oplopen van wonden is dus afhankelijk van de karakteristieken van een vissoort, zijn lengte en het vangstproces. Bij robuuste soorten, zoals roggen, is het aangetoond voor de demersale bordennetvisserij dat een vermindering van het vangstgewicht een significante verbetering van de overleving oplevert. In de 80mm kuil overleefde respectievelijk 57 en 55%, terwijl de overleving in een 100mm kuil 59% en in een 100mm kuil met vierkante mazen 67% was (Enever et al., 2010). Hoewel het verschil significant was en gecorreleerd met een lager vangstgewicht in de kuil, blijkt de verbeterde overleving echter niet aanzienlijk te zijn. Naast lengte en soort, wordt het geslacht of ontwikkelingsstadium van een organisme tevens aangeduid als een invloedsfactor (Broadhurst et al., 2006; Enever et al., 2010). Fysiologische en fysische stress door omgevingsvariabelen zijn tevens soortgebonden, en kunnen belangrijk zijn om 'uitgestelde' sterfte op te meten. Veel experimenten worden aan boord van vaartuigen uitgevoerd, zonder rekening te houden met sterfte door predatie van vogels en roofvissen, door verhoogde gevoeligheid voor bacteriële ziektes, etc. De overleving van wulken naar vangst in boomkorvisserij is significant lager na 1 maand observatie (40%) dan na 1 week (60-80%) (Mensink et al., 2000). Gebrek aan lucht en hoge verschillen tussen water- en luchttemperatuur kunnen een belangrijke factor zijn voor het induceren van stress. Deze stress wordt veroorzaakt door de tijd die nodig is om de vangst te verwerken. Een langere blootstelling aan de lucht, en hoge verschillen tussen water- en luchttemperaturen leiden algemeen tot een hogere sterfte. De sterftcijfers van de voornaamste studies voor boomkorvisserij zijn samengevat in Tabel 1 en 2 voor verschillende soorten. De tijd dat een organisme aan boord doorbrengt nadat de vangst gelost is en de tijd die nodig is om de vangst te verwerken, kan wellicht oplopen tot een 20-tal minuten. Deze tijd is cruciaal voor de overleving van de vis. Het terugdringen ervan zou volgens van Beek et al., (1990) de overleving van teruggewooide vis weinig beïnvloeden. Echter, meer recente studies (Benoit et al., 2010), hoewel niet voor boomkorvisserij, spreken dit echter tegen. Mogelijkheden om het contact met de lucht te verminderen door watertanks aan boord behoren tot de mogelijkheden, maar moeten samengaan met opties om de schade tijdens het vangstproces te beperken.

Recent (in 2012) zijn Nederlandse vissers op eigen houtje gestart met een overlevingsexperiment, omdat veel gegevens gedateerd blijken. Het belangrijkste doel van het experiment is om de methodologie zo goed mogelijk te verbeteren. Hiervoor wordt er niet gewerkt met overlevingsbakken die aan boord van een vaartuig worden opgevolgd, maar met kooien waar de teruggooi in wordt opgevolgd. Er zijn vier vissoorten (tong, tongschar, schol en schar) opgevolgd, en volgens VisNed (www.visned.nl) blijkt dat 50% na drie dagen overleeft. De studie vermeldt geen verdere details, maar zal verder gezet worden en wetenschappelijk worden ondersteund door IMARES.

TABEL 1-3 - OVERZICHT VAN ONDERZOEK VAN OVERLEVING VAN TERUGGEGOOI IN BOOMKORVISSELIJ (TBB)

BRON	VAARTUIG TYPE	VISTUIG	SPECIES
Van Beek et al. (1990)	Commercieel	12m TBB* – wekkers	Tong en schol
Kaiser & Spencer (1995)	Onderzoek	4m TBB - kettingmat (30min sleep)	Platvis en invertebraten
Mensink et al. (2000)	Onderzoek	4 en 12m TBB – wekkers	wulken (<i>Buccinum undatum</i>)
Revill et al. (2005)	Commercieel	8m TBB – kettingmat	Hondshaai (<i>Scyliorhinus canicula</i>)
Desender (2010)	Onderzoek	4m TBB – kettingmat (90min sleep)	Tong, schol, schar, kabeljauw, tongschar, roggen en invertebraten
Revill (2013)	Commercieel	9-12m TBB - kettingmat	Tong, pladijs

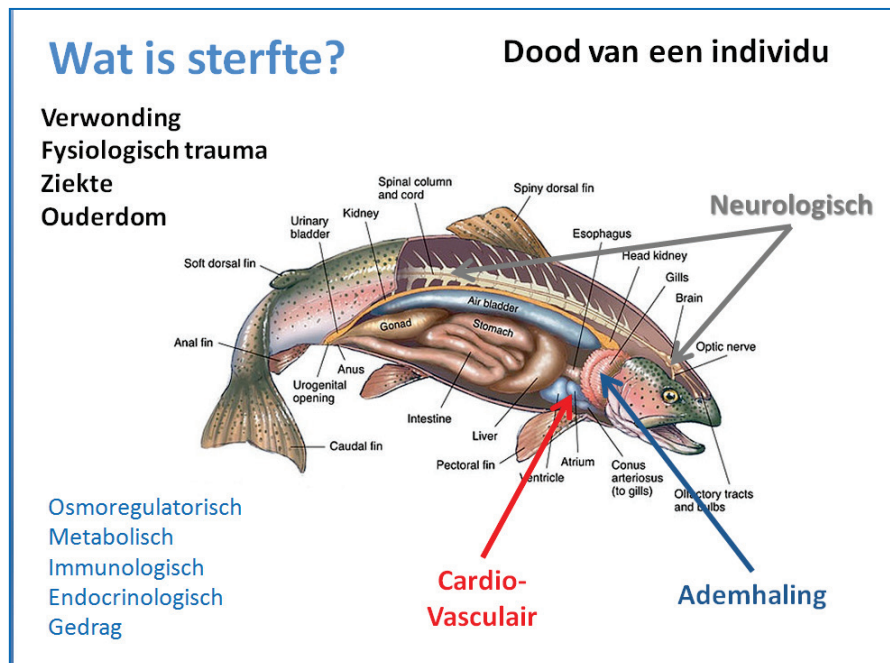
TABEL 1-4 – OVERZICHT VAN OVERLEVINGSPERCENTAGE PER SOORT

SOORT	STEEKPROEFGROOTTE	OVERLEVINGS- PERCENTAGE (%)	BRON
Tong (60min)	351	15.1 – 29.3	Van Beek et al. (1990)
Tong (120min)	230	4.3 – 11.6	
Schol (60min)	429	4.9 – 37.7	
Schol (120min)	733	3.0 – 20.9	
Schol	90	40	Kaiser et al. (1995)
	32	39	
Schar	22	24	
Hondshaai	32	94	
	10	90	
Grootoogrog (<i>Raja naevus</i>)	32	59	Revill et al. (2005)
Hondshaai	120	98	
Kabeljauw	64	59,0	Desender (2010)
Schol	97	25,7	
Roggen	155	42,5	
Tong	270	10,4	
Schar (<i>Limanda limanda</i>)	15	0	
Wijting	76	0	
Tongschar (<i>Microstomus kitt</i>)	28	7,1	
Bolken (<i>Trisopterus spp.</i>)	49	0	
Tong (februari)	50	53	Revill (2013)
Tong (mei)	40	76	
Schol (februari)	40	37	
Schol (maart)	40	47	
Schol (mei)	40	80	

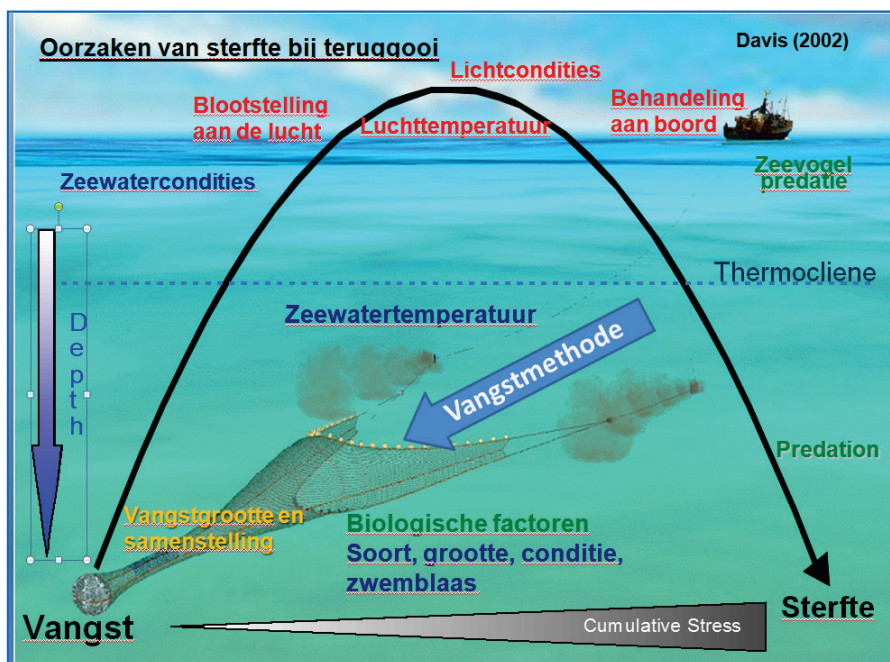
1.4 Overleving (of sterfte) van teruggegooide vis, geïnspireerd op een presentatie van Mike Breen (IMR, Noorwegen)

1.4.1 Algemeen

Sterfte bij vissen kan een gevolg zijn van het uitvallen van verschillende functies in het lichaam van de vis. Onderstaande figuur geeft aan dat het nagaan van de oorzaken van sterfte een complex gegeven kan zijn.



Tijdens het vissen, het bovenhalen en verwerken van de vangst spelen meerdere stressoren in op de gezondheid van de vis. Onderstaande figuur geeft een beknopt overzicht van die stressoren.

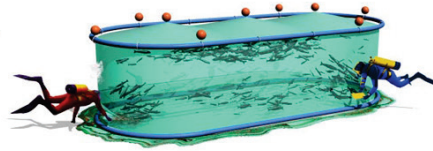


1.4.2 Drie methodes

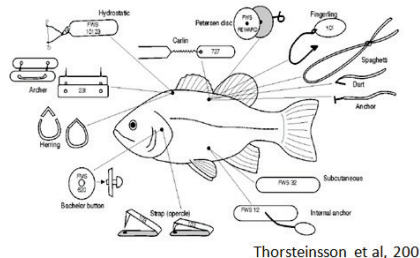
Het bepalen van de overleving van vis kan op verschillende manieren. De bestaande methodes worden in drie groepen ingedeeld zoals weergegeven op onderstaande figuur.

Bepalen van sterfte

Observatie in tanks ->



<- Vitaliteit/Reflex



Tagging (merken) ->

Thorsteinsson et al, 2002

Observatie in kooien of tanks

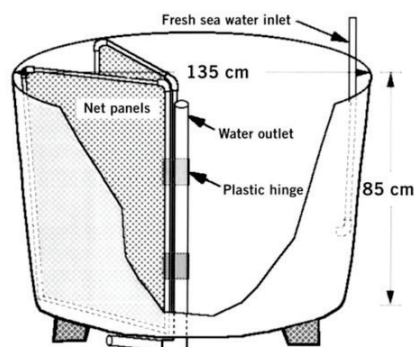
De methode met observatie in tanks of kooien geeft informatie over de overleving op “korte termijn” (uren tot dagen). Ze kunnen doorgaan in het lab, aan boord of in zee. Deze methode laat dikwijls toe de doodsoorzaak te achterhalen. Ze heeft als nadeel dat het vrij duur is (infrastructuur en lonen), dat er extra stress kan optreden door de gevangenschap en dat er geen info is over de langere termijn (ziekte en predatie). Hieronder worden aan de hand van enkele figuren de verschillende opties binnen deze methode geïllustreerd.

Observatie in tanks

In het laboratorium



De Haan et al, 2009

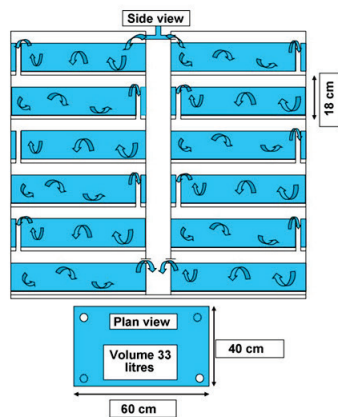


Purbayanto et al, 2003

Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in tanks overgebracht naar het aquarium waar ze nauw kunnen opgevolgd worden in stabiele en gecontroleerde omstandigheden.

Observatie in tanks

Aan boord



Revill et al, 2005



Van Marlen et al, 2005

Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in tanks gehouden aan boord waar ze kunnen opgevolgd worden. De zijn gecontroleerde omstandigheden maar niet stabiel, vooral vanwege weersomstandigheden en variërende waterkwaliteit.

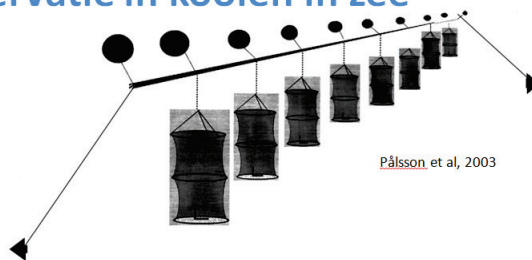


Policarpo, 2011



He et al, 2008

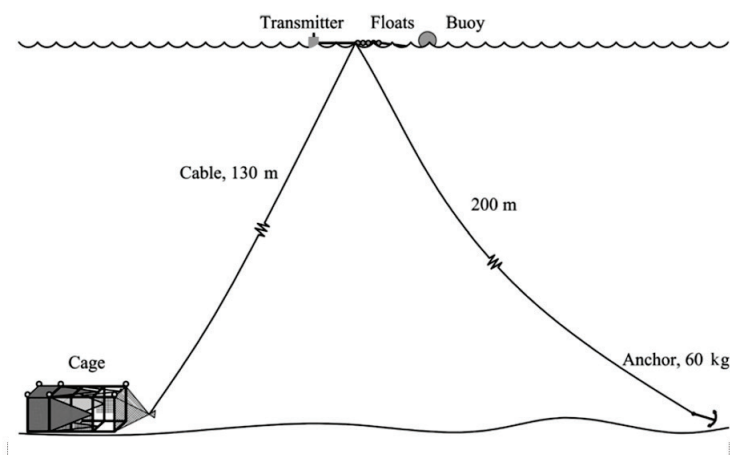
Observatie in kooien in zee



Pålsson et al, 2003

Teruggooi vis wordt na de verwerking van de vangst in kooien overgebracht die dan in zee gezet worden. Dit heeft het voordeel dat de vis in min of meer natuurlijke omstandigheden vertoeft. Het nadeel is dat de kooien bij sterke stroming kunnen verzanden, verplaatsen of beschadigd worden. De vis kan tegen de wand gedrukt worden door de stroming en predatoren zoals zeesterren kunnen de vis aanvreten.

Observatie in kooien in zee



Ingolfsson et al, 2007

De kooien kunnen op de bodem geplaatst worden of in de waterkolom.

Observatie in kooien in zee

Afhankelijk van de soort

E.g. Nephrops norvegicus



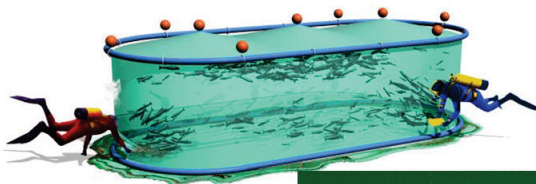
Mehault et al, 2011



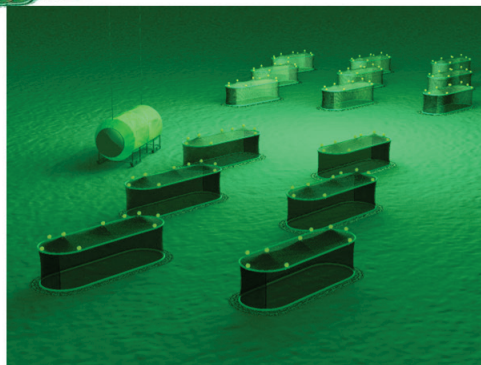
Wileman et al, 1999

Afhankelijk van de soort kan de behuizing anders zijn. Zo zullen langoustines individueel gehuisvest worden omdat ze elkaar anders beschadigen.

Observatie in kooien in zee



Breen et al, 2007



Afhankelijk van het budget kunnen de kooien zonder observatie over boord gezet worden, kan er een camera op geplaatst worden of kan de inspectie gebeuren door duikers.

Reflex / vitaliteit inschatting

Bij deze methode wordt op basis van waarneming van de vis en van reactie op prikkels (reflexen) bepaald in welke toestand de vis verkeert en wat de kans is op overleving. Vooraleer hiermee gestart wordt moet voor elke soort een zogenaamde calibratiecurve opgesteld worden. Daarvoor wordt de vis in het labo aan een aantal stressfactoren onderworpen, worden zijn reflexen genoteerd en wordt zijn conditie en overleving opgevolgd. De reflexen worden op deze manier een voorspeller van de overlevingskansen. Het voordeel van deze methode is dat, eenmaal de calibratiecurve gekend, ze goedkoop is en snel in uitvoering. Daarenboven speelt de extra stress door gevangenschap hier niet mee. Het voornaamste nadeel is dat de sterfte niet meer is dan een "schatting". Er moet voor elke soort een calibratiecurve opgesteld worden, de uitvoerder van het experiment (waarnemer op zee) dient een degelijke opleiding en kennis te hebben en de inschatting is in principe een korte-termijn inschatting.

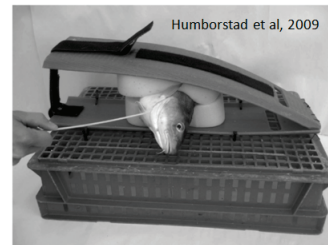
Reflex / Vitaliteits assessment

Reflex Impairment

(Davis et al, various from 2006)

Vitality Assessment

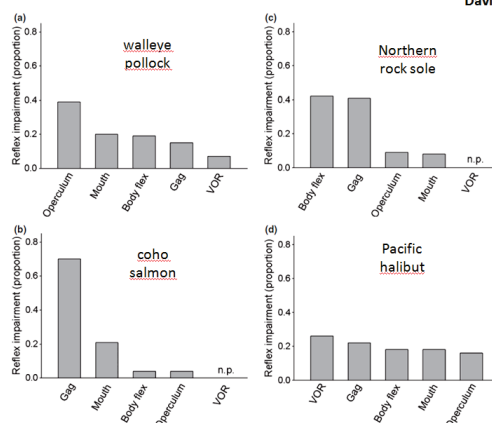
(Benoit et al, various from 2010)



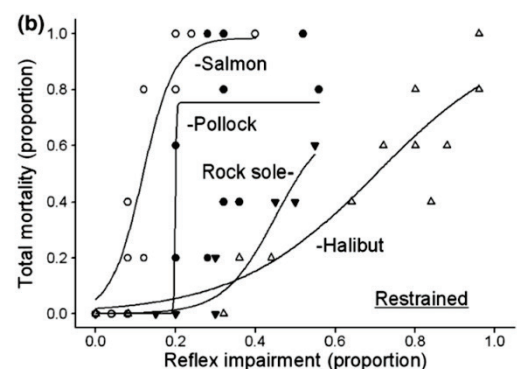
Vitality	Code	Description
Excellent	1	Vigorous body movement; no or minor ^a external injuries only
Good/fair	2	Weak body movement; responds to touching/prodding; minor ^a external injuries
Poor	3	No body movement but fish can move operculum; minor ^a or major ^b external injuries;
Moribund	4	No body or opercular movements (no response to touching or prodding)

Reflex / Vitaliteits assessment

Davis, 2010



Reflex / Vitaliteits assessment



Davis, 2010

Enkele resultaten, links het procentueel aantal reacties per type reflex ; rechts de calibratiecurves nodig voor toepassing op zee

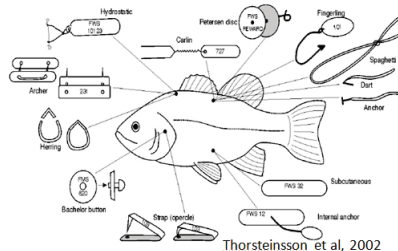
Tagging studies, het merken van vis

Het basisidee bij “tagging studies” is dat vis uit de teruggooi gelabeld wordt met een plastic merkje. Dit gebeurt met grote aantallen vissen die na het merken over boord gaan. Hetzelfde gebeurt met een controlegroep die niet de stress heeft ondergaan van het vangst- en verwerkingsproces. Van beide groepen worden vissen teruggevangen door de commerciële visserij die de merkjes en vissen terug bezorgt aan het visserijinstituut. Op basis van de verhouding tussen aantal vissen uit de teruggooigroep en controlegroep kan de overleving (en ook groei) bepaald worden.

In plaats van eenvoudige plastic merkers kunnen ook complexe en dure data storage tags gebruikt worden die temperatuur, diepte en eventueel andere parameters registreren. Deze laten dan toe in functie van de tijd die de vis nog in het water doorbrengt na te gaan hoe actief de vis was, op welke dieptes die zich bevond enz.

Tagging studies, het merken van vis

$$U = \frac{R}{M} = \frac{C}{N}$$



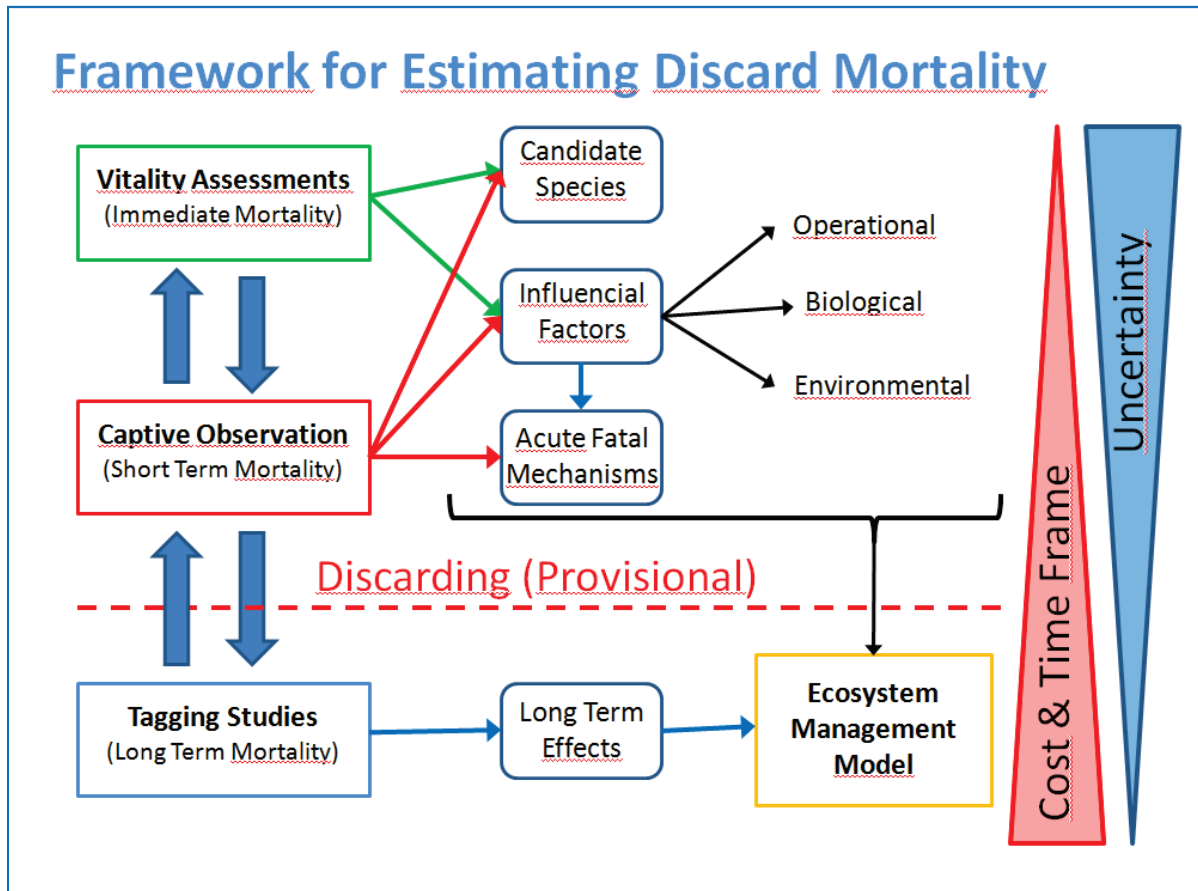
- Een deel (C) van de populatie (N) wordt gemerkt (M)
- De sterfte (U) kan:
 - geschat worden van de teruggevangen vissen (R)
 - of bepaald worden op basis van het visgedrag dat geregistreerd wordt in een zgn. data storage tag.



Het nadeel van deze methode is dat het veel tijd vraagt. Het is dikwijls ook duur hoewel het eenvoudig is om een dergelijk experiment te combineren met activiteiten van waarnemers aan boord van commerciële vaartuigen. Het grote voordeel is dat het lange-termijn informatie geeft over de overleving en de vis in zijn natuurlijke omgeving laat. Het wordt algemeen gezien als de meest betrouwbare methode.

Ideale proefopzet

In het ideale geval worden de drie hierboven vermelde methodes gecombineerd volgens onderstaand schema. Het geeft het beste antwoord maar is ook de meest complexe en duurste oplossing.



MET DANK AAN MIKE BREEN (IMR NOORWEGEN)

2 ECOSYSTEEMEFFECTEN VAN HET TERUGGOOIVERBOD

Auteurs: J. Depestele¹, A. Sotillo², W. Courtens³, H. Polet¹, E. Stienen³ & M. Vincx²

¹ Instituut voor Landbouw- en VisserijOnderzoek (ILVO), Ankerstraat 1, B-8400 Oostende.

² Universiteit Gent, Mariene Biologie, Krijgslaan 281-S8, B-9000 Gent.

³ Instituut voor Natuur- en BosOnderzoek (INBO), Kliniekstraat 25, B-1070 Brussel.

2.1 Inleiding

Het effect van teruggooi wordt algemeen erkend als een zinloos verlies van waardevolle mariene hulpbronnen. De negatieve rol van teruggooi wordt vooral erkend bij het schatten van het verlies aan biomassa in stock evaluaties. Teruggooi wordt geschat via waarnemingsprogramma's die een heel lage bedekkingsgraad hebben en dus een lage nauwkeurigheid (Dickey-Collas et al., 2007). Het incorporeren van deze schattingen (met grote foutenmarges) vraagt bovendien om een schatting van het overlevingspercentage van de teruggewoide vis, maar veelal ontbreken deze. En in sommige gevallen komt daar nog bij dat informatie over teruggooi pas relatief recent (laatste decennium) verzameld wordt. Dit betekent dat teruggooi pas recent wordt meegenomen in sommige stock evaluatie, en zelfs niet in andere (Fernandez et al., 2010). Het teruggooiverbod is er specifiek op gericht om aan deze problemen tegemoet te komen.

De effecten van teruggooi gaan echter verder dat haar meest evidente impact op het beviste / teruggewoide soort zelf. Door een toenemende aandacht voor de ecosysteembenadering worden meerdere ecosysteemcomponenten ook belangrijk geacht in het visserijbeheer (of zullen worden), net als de relaties tussen die ecosysteemcomponenten. Voor vissoorten betekent dit dat multi-species stock evaluaties een meer prominente rol zouden kunnen vervullen. Het belang van teruggooi van kabeljauw kan dus een belangrijke factor zijn, omdat kabeljauw een sleutelsoort is in de predatie van het Noordzee ecosysteem. Veranderingen in de teruggooi van kabeljauw kan dus in effecten resorteren voor andere visstocks, en eveneens kunnen veranderingen in andere trofische niveaus als gevolg van teruggooi de populatiedynamica van kabeljauw sterk beïnvloeden (Lauerburg et al., 2012). Het effect van teruggooi op de stabiliteit van voedselwebben kan negatieve gevolgen hebben voor commerciële visbestanden door het verstoren van interacties tussen soorten en waterval (*cascading*) effecten via de trofische keten. Het incorporeren van teruggooi in bestandsevaluaties, net als het schatten van de nauwkeurigheid van teruggooi door zelf-evaluatie maakt geen deel uit van dit project, maar wordt in andere ILVO-studies behandeld (Vandemaele et al., 2009).

Het effect van teruggooi op het ecosysteem is breder dan het effect op de commerciële visbestanden en zal in de toekomst meer in rekening gebracht worden via de Europese kaderrichtlijn Mariene strategie (MSFD). Hierbij wordt vooral gedacht aan de descriptoren voor biodiversiteit, voedselweb en zeebodem integriteit. Teruggewoide vis komt in eerste instantie beschikbaar voor aasetende zeevogels, waarna niet-geconsumeerde fractie via de waterkolom de zeebodem bereiken.

Aasetende zeevogels zijn toppredatoren, die specifiek gevoelig zijn aan veranderingen in het mariene ecosysteem. Er bestaan voorbeelden van directe en indirecte veranderingen in zeevogelpopulaties als gevolg van wijzigingen in de beschikbaarheid van vis. Zo is het broedsucces van drieteenmeeuwen direct afhankelijk van de abundantie van zandspiering (Furness, 2007). Teruggooi is eveneens een voedselbron voor aasetende zeevogels die normaal gezien niet voor hen beschikbaar is. Vogelpopulaties worden hier dan ook drastisch door beïnvloed. Zo zijn de otolieten van wijting en schelvis teruggevonden in het dieet van jagers (*Stercorarius skua*). De proportie otolieten varieerde

mee met de variatie in beschikbaarheid van teruggooi. Het voedingsgedrag van zeevogels is sterk variabele, maar algemeen wordt voor snijafval (>94%) gegeten, gevolgd door rondvis (70-92%), platvis (10-35%) en benthische invertebraten (3-17%). De variatie is in belangrijke mate te wijten aan het seizoen, maar ook de efficiëntie van het aasetend gedrag van de vogels (volgens soort, leeftijd, etc).

Er komt dus ook een aanzienlijke hoeveelheid teruggooi in de waterkolom terecht, waar ze beschikbaar komt voor andere aaseters. Hierover is echter weinig gekend (Bellido et al., 2011), maar sommige haaiensoorten zouden hiervan profiteren (Sa'nchez et al., 2005). Wat niet in de waterkolom beschikbaar is, komt op de zeebodem terecht voor benthische aaseters. Schar, gewone zeester, heremietkreeft, gewone zwemkrab en andere epibenthische soorten zijn enkele voorname aaseters en voeden zich met een brede waaier aan organisch materiaal (Groenewold & Fonds, 2000; Kaiser & Spencer, 1994; Ramsay et al., 1998; Ramsay et al., 1997). Het rechtstreeks belang van extra voedsel dat via teruggooi of door sterfte in het sleeppad beschikbaar komt, is relatief beperkt voor invertebraten. Voor vis kan het belang echter groter zijn. Eén enkele sleep van een boomkor produceert ongeveer 1.27 g/m² asdroge biomassa, wat 6 tot 13% van de jaarlijkse secundaire productiviteit van het macrobenthos uitmaakt per eenheid oppervlakte (Groenewold & Fonds, 2000).

Een literatuuroverzicht van de rol van teruggooi voor zeevogels is opgemaakt in de projecten WAKO-I (Depestele et al., 2008a) en WAKO-II (Depestele et al., 2012). Het effect van boomkorvisserij op het voedingsgedrag van benthische invertebraten, op hun productiviteit en indirect op de productiviteit van het visbestand is gedeeltelijk ook in die rapporten samengevat, naast een overzicht in Polet & Depestele, (2010). Om echter een inschatting van de stroom van energie te kunnen maken die door zeevogels benut wordt, en het resterende deel voor benthische invertebraten moet de informatie echter gedetailleerd gekend zijn zodat ze met elkaar in verband kan worden gebracht. Daarvoor is er een grote hoeveelheid gebied-, tijd- en soortspecifieke informatie nodig. Het ILVO is gestart met het in kaart brengen van deze voedselstroom. In een eerste instantie is er in samenwerking met UGent (Sectie Mariene Biologie) en het INBO gekeken naar het voedingsgedrag van zeevogels. Dit werk is mee mogelijk gemaakt dankzij het thesisonderzoek van Alejandro Sotillo, waar meer details kunnen teruggevonden worden (Sotillo, 2012; Sotillo et al., 2012).

De temporele en ruimtelijke variabiliteit van het voedingsgedrag van zeevogels is onderzocht aan de hand van twee types experimenten: '*enkel item*' en '*multi item*' experimenten. De '*enkel item*' experimenten werden tijdens het broedseizoen van 2011 uitgevoerd om temporele en ruimtelijke effecten te zien van de broedpopulaties voor de kust van Zeebrugge. De broedkolonie van de haven van Zeebrugge bestaat voor uit kleine mantelmeeuw (~65%) en zilvermeeuw (~35% van het totaal aantal individuen) (Stienen et al., 2002), samen met kokmeeuwen, visdief, dwergstern en grote stern (Stienen & Van Waeyenberge, 2003). Over het algemeen verspreiden zilvermeeuwen zich dichter bij de kust dan kleine mantelmeeuw. De multi-item experimenten vonden plaats in de winter van 2011-2012. Hierbij werd een nieuwe methodologie ontwikkeld, waarbij ingeschat kan worden wat de geconsumeerde fractie van een gestandaardiseerde hoeveelheid teruggooi is, en hoe de samenstelling van de schipvolgers hierop een invloed heeft. De experimenten vonden plaats in het Westelijke deel van de Zuidelijke Noordzee.

2.2 Ruimtelijk-temporele patronen van het voedingsgedrag van zeevogels

2.2.1 Proefopzet

‘Enkel item’ experimenten bestaan uit het manueel teruggooien van ondermaatse vis, invertebraten en snij-afval vanaf de achterzijde van het vaartuig. De lengte van plat- en rondvissen werd gemeten, evenals de breedte van platsvissen. De bestemming van het teruggeworpen item werd genoteerd als (1) gezonken (niet geconsumeerd omdat het niet werd opgemerkt door de zeevogels), (2) gezonken (niet geconsumeerd omdat geen interesse was van de zeevogels), of (3) geconsumeerd. Bij geconsumeerde items werd de vogelsoort en leeftijdsklasse geregistreerd. Als opgepikte items gestolen werden door andere zeevogels, dan is de leeftijd en soort van de dief genoteerd (‘kleptoparasitisme’).

Het experiment werd opgestart nadat met een garnalenboomkor (maaswijdte kuil 22mm) met beperkte lengte van de korrestok (<3m) is gevist. Zeevogels werden aangetrokken door het vangstproces, evenals door het teruggooien van visafval en brood. Het vangstproces is enkel als aantrekkingsproces gebruikt, en is niet representatief voor commerciële visserijpraktijken. Als de groep actieve zeevogels meer dan 30 individuen telde, werd het experiment gestart. De grootte, soorten- en leeftijdssamenstelling van groep werd geregistreerd bij het begin van het experiment, net als elke vijf minuten daarop volgend. Ondertussen werden de items hierboven beschreven teruggeworpen. De relatieve abundantie van immature en adulte zeevogels werd later gecombineerd met de totale proportie van de geconsumeerde items die door elke vogelgroep geconsumeerd zouden worden als er verondersteld wordt dat er geen verschillen zouden zijn tussen voedingsgedrag van de groepen.

Het teruggeworpen materiaal werd bekomen uit de visslepen en van andere campagnes. De laatste werd ontdooid vooraleer ze teruggeworpen werden. De teruggeworpen items bestonden vooral uit wijting, tong, schar en schol. Benthische invertebraten omvatten gewone zeester (37 items, 40% van het aantal invertebraten), crustacea, ophiuridae en garnalen. Het totaal aantal vissen en de verhouding van plat- tot rondvis is weergegeven in Fig. 2-1. De experimenten vonden plaats aan boord van het onderzoeksvaartuig Zeeleeuw tijdens het broedseizoen van 2011 (21 april, 17 mei, 16 juni, 20 juli en 149 augustus) op vaste afstanden van de haven (2.5, 5, 10 en 20km). Er werd gevist vanaf het dichtste punt bij de kust tot het verste, behalve in april toen één enkel op 2.5km plaatsvond. Elk experiment duurde één uur, vond plaats overdag (tussen 10 en 17u) en ging gepaard met een stoomsnelheid vergelijkbaar met snelheid van vissen.

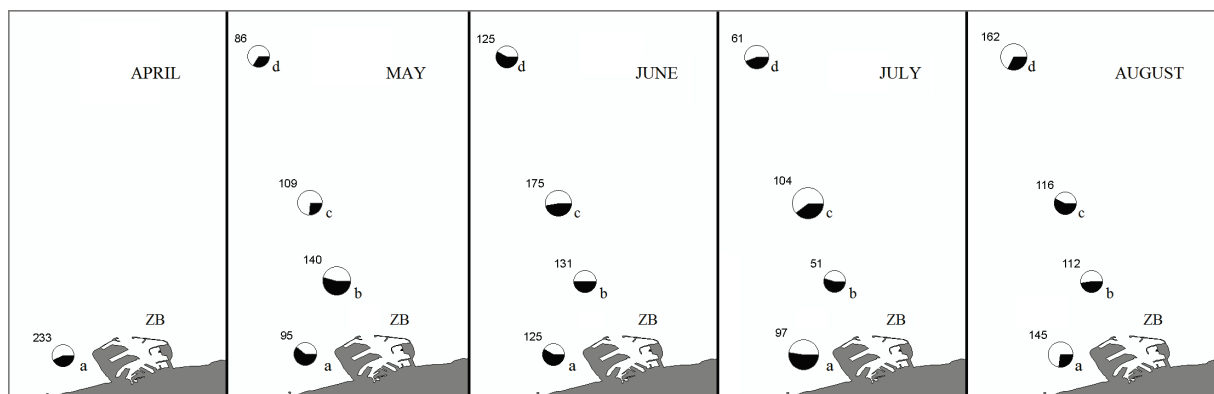


FIG. 2-1 – TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE VISSEN PER MAAND EN AFSTAND TOT DE KUST (2.5, 5, 10 EN 20KM). DE TAARTSTUKKEN STELLEN DE PROPORTIE PLAT- (ZWART) EN RONDVISSEN (WIT) VOOR. ZB: DE HAVEN VAN ZEEBRUGGE

2.2.2 Resultaten

De totale hoeveelheid geconsumeerde items steeg tot juni, daalde licht in juli en steeg opnieuw in augustus (Fig. 2-2). Van april tot juni vond een verschuiving van de leeftijdsamenstelling van de vogelgroepen plaats, wat in een grotere proportie geconsumeerde items resulteerde. Adulte vogels waren meer abundant in juni dan in mei. In juni en juli werden de schipvolgers gedomineerd door adulten, met een verschil van resp. 58.7 en 54.1% met immature vogels. De consumptie van teruggooi viel sterk terug in juli, vooral voor immature vogels (15 to 7%). In augustus steeg het percentage geconsumeerde items terug tot het niveau van april. In mei en juli was er een quasi gelijke verdeling van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw in de vogelgroepen, terwijl in juni en august kleine mantelmeeuw een groter gemiddelde proportie consumeerde. Visdief ving algemeen heel lage aantallen

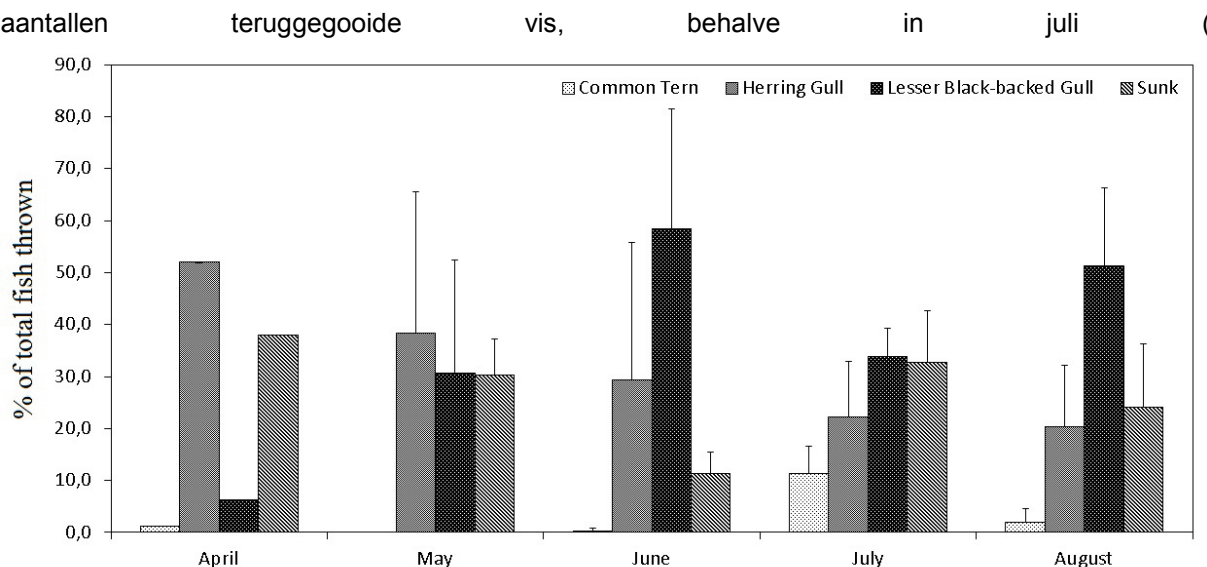


Fig. 2-3).

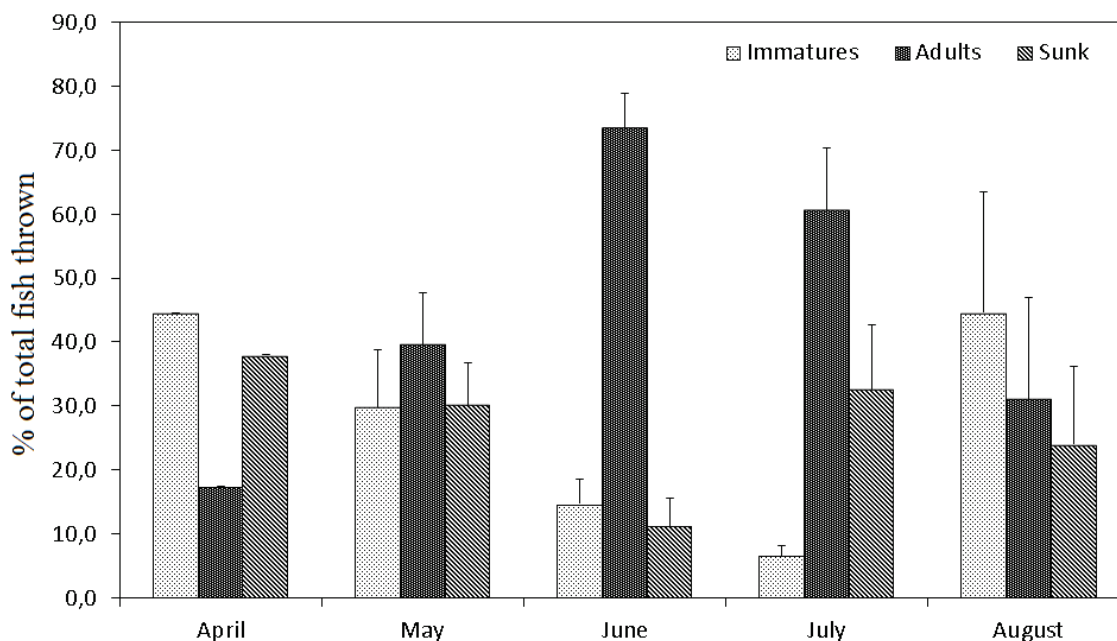


FIG. 2-2 – GEMIDDELD PERCENTAGE VAN HET TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE ITEMS DAT DOOR IMMATURE EN ADULTE ZEEVOGELS WERD GECONSUMEERD OF DAT ZONK VOOR ELKE MAAND

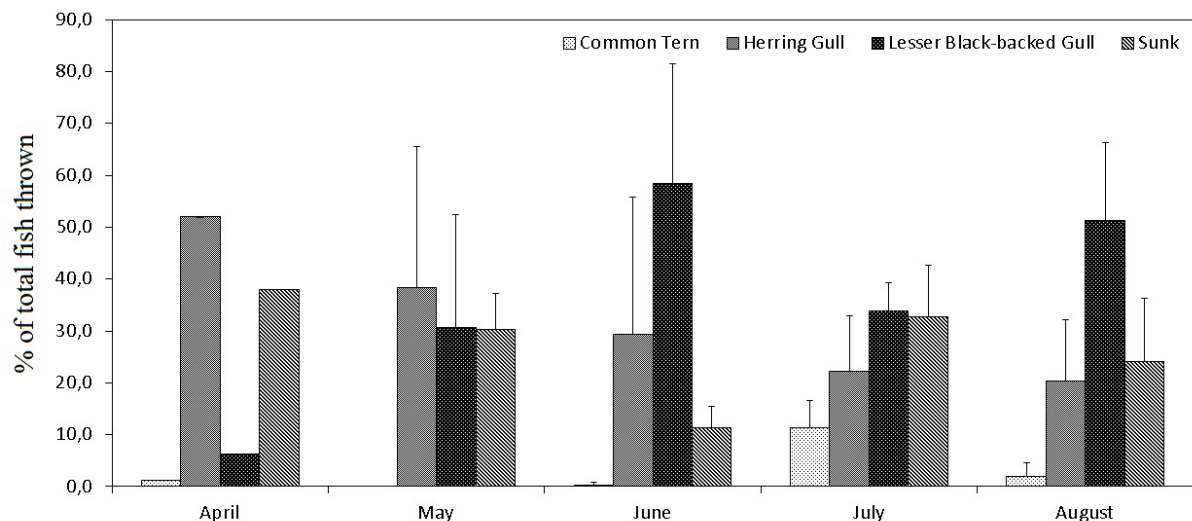


FIG. 2-3 – GEMIDDELD PERCENTAGE VAN HET TOTAAL AANTAL TERUGGEGOOIDE ITEMS DAT DOOR IMMATURE EN ADULTE ZEEVOGELS WERD GECONSUMEERD OF DAT ZONK VOOR VISDIEF, ZILVERMEEUW EN KLEINE MANTELMEEUW

In mei, juni en juli zonk minder items dicht bij de kust (2.5km), terwijl in augustus een omgekeerde trend is vastgesteld. De geografische verspreiding van zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw verschilt, en dit reflecteert zich in het consumptiepatroon. In mei en juli consumeerde zilvermeeuw het meest dicht bij de kust, terwijl kleine mantelmeeuw vooral verder van de kust foerageerde. In juli bleef de trend voor zilvermeeuw, maar niet voor kleine mantelmeeuw die ook dicht bij de kust kwam. In augustus werd het aasetersgedrag gedomineerd door kleine mantelmeeuw. Het consumptiepatroon verschilde ook per type teruggeslingerd item, zowel geografisch als temporeel (Fig. 2-4). In mei en juni werden zo goed als alle rondvissen geconsumeerd op elke afstand. In juli was slechts 50% van de rondvissen geconsumeerd op 5km afstand, wat ook de enige situatie was wanneer er meer platvis werd gegeten. In mei en juli werd er dicht bij de kust relatief veel platvis gegeten, terwijl de vispreferentie op grotere afstanden meer uitgesproken werd. De hoeveelheid geconsumeerde platvis bleef hoog over alle afstanden in juni. In augustus was er een stijgende trend in de proportie van alle vissoorten die geconsumeerd werden op 10km afstand. Op 20km afstand was de vispreferentie terug sterk uitgesproken.

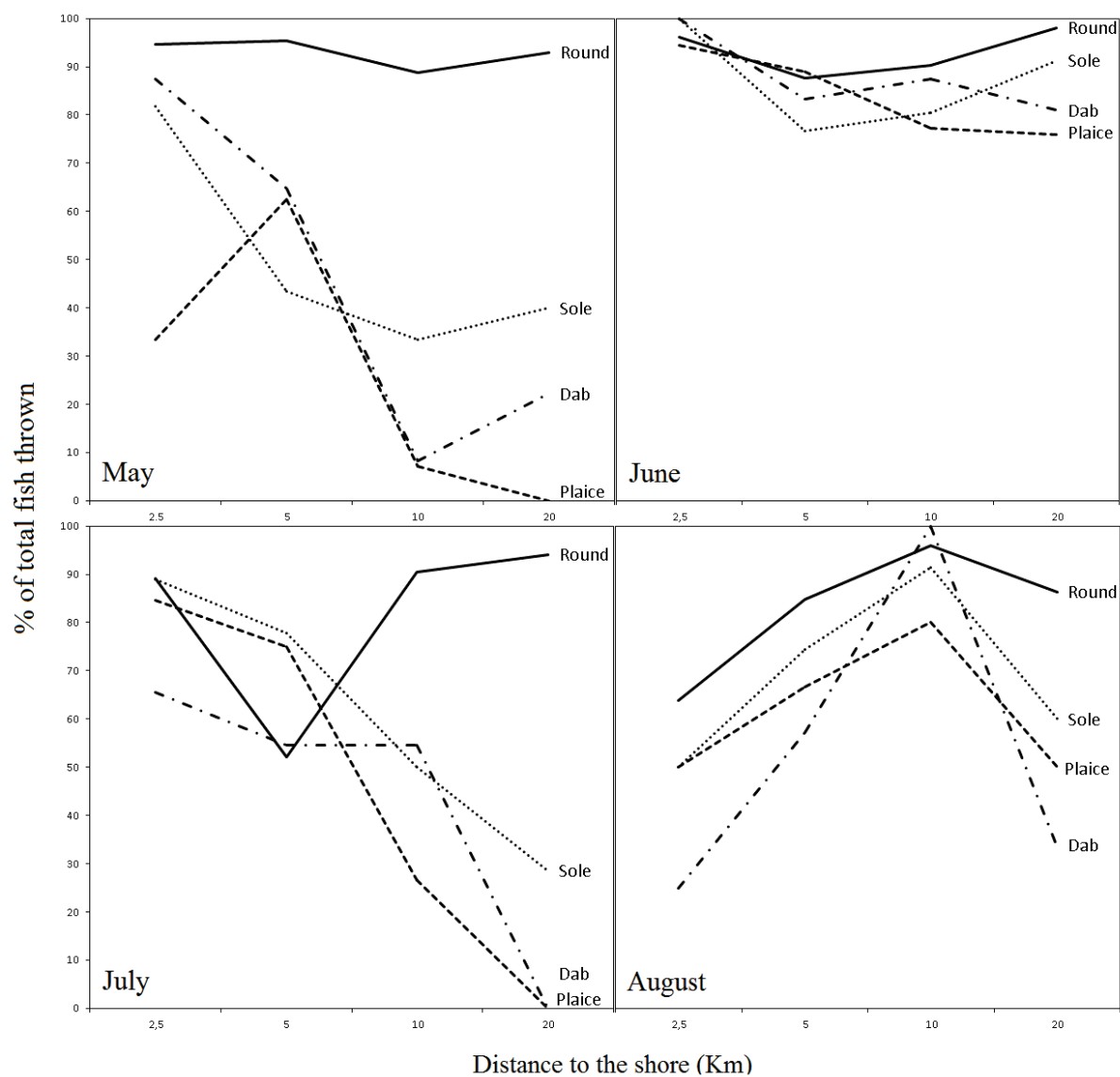


FIG. 2-4 – CONSUMPTIEPERCENTAGE VOOR VERSCHILLENDE TYPE TERUGGOOI (ROUND: RONDVIS, SOLE: TONG, DAB: SCHAR, PLAICE: SCHOL) PER MAAND EN AFSTAND (DISTANCE TO THE SHORE)

Op basis van de lengteverdelingen van de teruggewoide vissen is er geen significant verschil gevonden in de breedte van de platvissen die geconsumeerd werden. Het verschil in de gemiddelde breedte van geconsumeerde en gezonken items was minimaal voor tong, maar voor schol en schar werden vooral kleinere vissen (resp 7 en 16mm) geconsumeerd (Fig. 2-5).

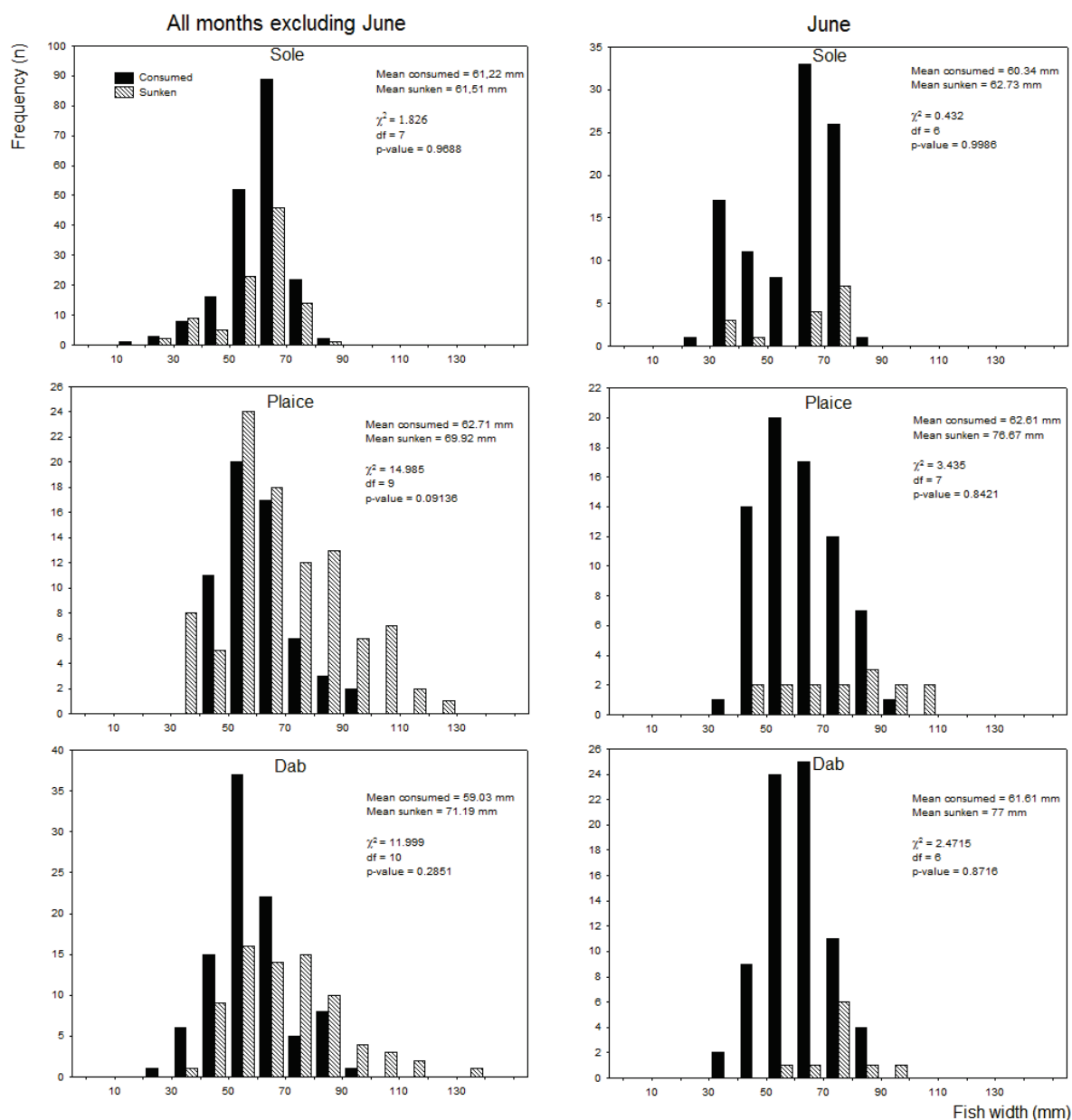


FIG. 2-5 – LENGTE-FREQUENTIE VERDELING VAN GECONSUMEERDE (MEAN CONSUMED) EN GEZONKEN (SUNKEN) ITEMS VOOR PLATVIS (SOLE: TONG, PLAICE: SCHOL, DAB: SCHAR). DE GEMIDDELDE BREEDTE VAN DE GECONSUMEERDE EN GEZONKEN INDIVIDUEN IS AANGEDUID, NET ALS DE CHI-KWADRAAT 'GOODNESS OF FIT' TESTS, DIE DE GEOBSERVEERDE EN VERWACHTE FREQUENTIES VAN GEVANGEN LENGTEKLASSEN VERGELIJKEN.

2.3 Vogelsamenstelling en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi

2.3.1 Proefopzet

Om een representatief beeld te krijgen van de interacties tussen vogelsoorten en de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi is aan boord van het onderzoekingsvaartuig 'Belgica' een commerciële visserijsituatie geïmiteerd in december 2011 en februari 2012. Tijdens deze experimenten vond vangstvergelijking plaats (zie hoofdstuk **Error! Reference source not found.**). Telkens werd de vangst opgedeeld in twee fractie. De niet-commerciële fractie bestond uit niet-commerciële vissoorten

(pitvis, kleine pieterman, etc.) en invertebraten (gewone zeester, gewone zee-egels, etc). De commerciële fractie werd gestandaardiseerd zodat een vergelijking van de hoeveelheid geconsumeerde vis kon gemaakt worden op basis van de vogelsamenstelling. Deze fractie bestond uit twee vissoorten, en werd over een vastliggende tijd teruggeworpen nadat een sleep opgehaald was en terug was uitgezet.

In december werd een eerste versie van het protocol getest, waarbij vier emmers met elk 105 vissen (35 rondvissen, 70 tong) overboord werden gezet. Elke drie seconden werd zo één vis overboord gezet, samen met een variabele hoeveelheid bentisch, niet-commercieel materiaal (totale duur van elk experiment: 20min). In februari is het protocol herzien om variatie in de overboord gezette emmers te verkrijgen, en een hogere flux aan teruggooi. Elke emmer bestond toen uit 150 vissen (100 tong, en 50 rondvis of 50 platvis, namelijk schol of schaar) die over een tijdspanne van elk 5min werden gelegeerd, i.e. één vis elke twee seconden. De lengte-frequentie verdeling van elke emmer werd geregistreerd. Het begin van elk protocol werd voorafgegaan met een telling van de soort- en leeftijdsamenstelling van de groep volgende zeevogels (zie Sotillo, 2012). Tijdens het teruggooien werd het type geconsumeerde vis of 'benthos' geregistreerd, en indien mogelijk, de leeftijd en de soort van de zeevogel.

De eenheid van data-analyse van de 'multi-item' experimenten was een emmer teruggeworpen vis en er werd onderzocht of de proportie geconsumeerde vis afhankelijk was van de grootte en soortensamenstelling van de groep volgende zeevogels. Hiervoor werd een '*Generalized Linear Mixed Model*' (GLMM) opgesteld met binomiale verdeling voor de responsvariabele (geconsumeerde proportie) en experiment als '*random*' variabele. De gegevens van februari en december werd apart geanalyseerd, aangezien het aantal schipvolgers grote verschillen vertoonde, net als de geconsumeerde proporties. De variabelen die een invloed konden hebben op de geconsumeerde proportie werden als volgt in rekening gebracht:

- aantal 'kleine' meeuwen, waarbij kleine meeuwen drieteen- en stormmeeuwen omvatte
- aantal 'grote' meeuwen, namelijk kleine en grote mantelmeeuw, zilvermeeuw, geelpootmeeuw en pontische meeuw
- de categorische variabele: afwezigheid, aanwezigheid (>10 individuen) en dominantie (>40 individuen) van jan-van-genten
- lichtomstandigheden
- emmertype. In februari werden twee types emmers vergeleken, namelijk 'type A' (100 tong, 50 rondvis) en 'type B' (100 tong en 50 schol)
- interacties tussen verklarende variabelen

Het verschil tussen het verwachte en geobserveerde aantal geconsumeerde items is getest met de chi-kwadraat '*goodness of fit*' test, waarbij leeftijd en soortengroepen vergeleken werden met gelijk consumptiegedrag als nulhypothese, en een significantieniveau van 0.05.

2.3.2 Resultaten

December experiment

Er werden twee modellen geselecteerd die de proportie geconsumeerde teruggooi verklaren. Elk model voorspelt die proportie op basis van het aantal grote meeuwen, en op basis van lichtomstandigheden. De derde factor was verschillend voor beide modellen, namelijk de

aanwezigheid van jan-van-genten in model 1 of de aanwezigheid van kleine meeuwen (Tabel 2-1 – onafhankelijke variabelen om de proportie geconsumeerde vis te voorspellen in model 1 en 2). De AIC-waarde (*Akaike's Information Criterion*) in het tweede model was lager (AIC = 433.7) dan in het eerste model (AIC = 479.4). De variatie tussen de experimenten (*random* factor) was echter lager voor het eerste model (standaardfout van model 1: 0.21, model 2: 0.41).

TABEL 2-1 – ONAFHANKELIJKE VARIABELEN OM DE PROPORTIE GECONSUMEERDE VIS TE VOORSPELLEN IN MODEL 1 EN 2 (L: AANTAL GROTE MEEUWEN, F: FACTOR, S: AANTAL KLEINE MEEUWEN)

FACTOR	SCHATTER	STANDAARDFOUT	Z	P-WAARDE
Model 1				
Intercept	0.1577	0.2022	780	0.4353
L	0.0061	0.0011	5371	7.82e ⁻⁸
f(jan-van-gent)	0.3324	0.1235	2692	0.0071
f(licht)	-0.9014	0.2819	-3198	0.0014
Model 2				
Intercept	-0.4165	0.2647	-1574	0.1156
K	0.0335	0.0046	7230	4.83e ⁻¹³
L	0.0067	0.0012	5631	1.79e ⁻⁸
f(licht)	-0.8210	0.3792	-2165	0.0304

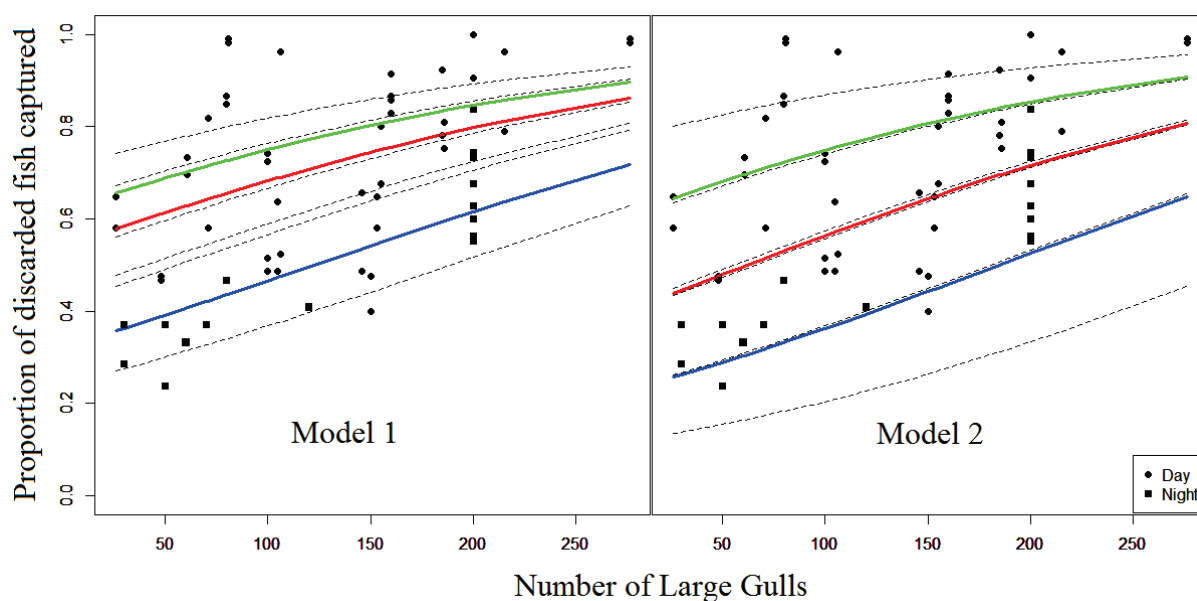


FIG. 2-6 – GRAFISCHE VOORSTELLING VAN DE MODELLEN DIE DE PROPORTIE GECONSUMEERDE VIS VOORSPELLEN. DE RODE LIJN IN MODEL 1 GEEFT DE VOORSPELLING OP BASIS VAN DAGLICHT EN AFWEZIGHEID VAN JAN-VAN-GENT, BLAUW IS VOOR NACHT EN ZONDER JAN-VAN-GENTEN, TERWIJL GROEN VOOR DAGLICHT IS IN AANWEZIGHEID VAN JAN-VAN-GENTEN. IN MODEL 2 STAAT ROOD VOOR DAGLICHT ZONDER KLEINE MEEUWEN, BLAUW VOOR NACHT ZONDER KLEINE MEEUWEN EN GREEN VOOR DAGLICHT MET KLEINE MEEUWEN

Februari experiment

In februari werd veel minder teruggooi geconsumeerd dan in december, en waren er veel minder meeuwen aanwezig aan de achterzijde van het vaartuig. Als er enkel platvis teruggegooid werd (emmers met 100 tongen en 50 andere platvissoorten), dan waren er weinig schipvolgers en was de consumptie van teruggooi ook veel lager, behalve bij twee uitbijters (Fig. 2-7). Het model dat echter in

december van toepassing was, kon niet worden gebruikt in februari. Het enige significante effect dat teruggevonden is, is het verschil in consumptie tussen de teruggooi van rondvis en tong ten opzichte van de teruggooi van tong en andere platvis ($p < 0.0001$).

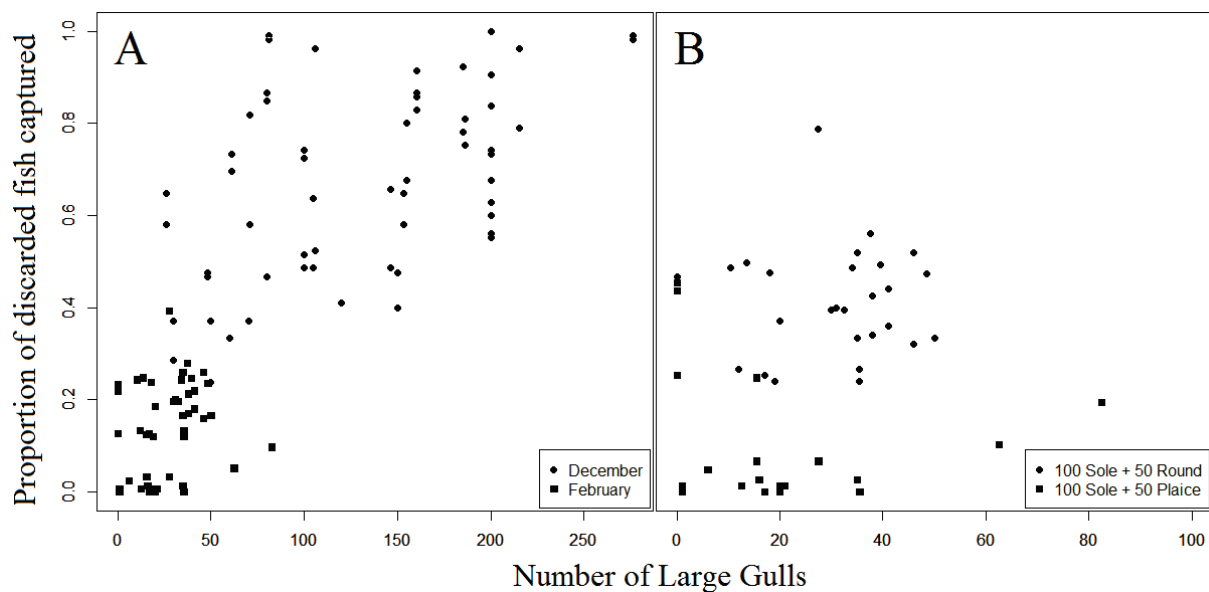


FIG. 2-7 – DE PROPORTIE VAN HET TOTAAL AANTAL VISSSEN DAT GECONSUMEERD WERD IN FUNCTIE VAN HET AANTAL GROTE MEEUWEN. IN FIGUUR A WORDT DE SITUATIE VAN FEBRUARI MET DECEMBER VERGELEKEN, TERWIJL IN FIGUUR B TWEE VERSCHILLENDE TYPES TERUGGOOI VERGELEKEN WORDEN OP BASIS VAN DE FEBRUARI GEGEVENS (SOLE: TONG, ROUND: RONDVIS, PLAICE: SCHOL)

Er zijn echter wel statistisch significante verschillen teruggevonden tussen de verwachte en geobserveerde vangsten van verschillende zeevogelsoorten in februari (Fig. 2-8). Als jan-van-genten de overhand namen in de vangsten, was er de verwachte consumptie op basis van aanwezige meeuwen lager (grote en kleine mantelmeeuw en zilvermeeuw) in experiment 9, 14 en 16. Als jan-van-genten de vangsten niet domineerden, dan werd de competitie tussen grote en kleine mantelmeeuwen en zilvermeeuw meer uitgesproken. Er was hier echter geen consistent patroon in te herkennen. Ook voor kleine meeuwen bleek er geen consistent patroon te zijn. In sommige experimenten (exp 14) consumeerden ze minder dan verwacht, terwijl in andere meer (exp 16). Beide experimenten hadden een andere soortsaanstelling: experiment 14 werd gedomineerd door jan-van-genten, terwijl in experiment 16 een even en laag aantal jan-van-genten en kleine meeuwen aanwezig waren. Grote meeuwen verloren interesse in de teruggooi tijdens het experiment. Op basis van experiment 14 wordt er verwacht dat er een dominantie ontstaat van jan-van-genten als ze in grote aantallen aanwezig zijn. dit wordt echter door experiment 1 tegen gesproken, waar er naast de hoge abundanties van jan-van-genten ook kleine mantelmeeuwen waren zonder dat er statistisch significante verschillen tussen de verwachte en geobserveerde vangsten waren. Er zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar om dit te bevestigen. Zo zijn er in onze databank geen hoge abundanties van andere soorten als jan-van-genten aanwezig zijn.

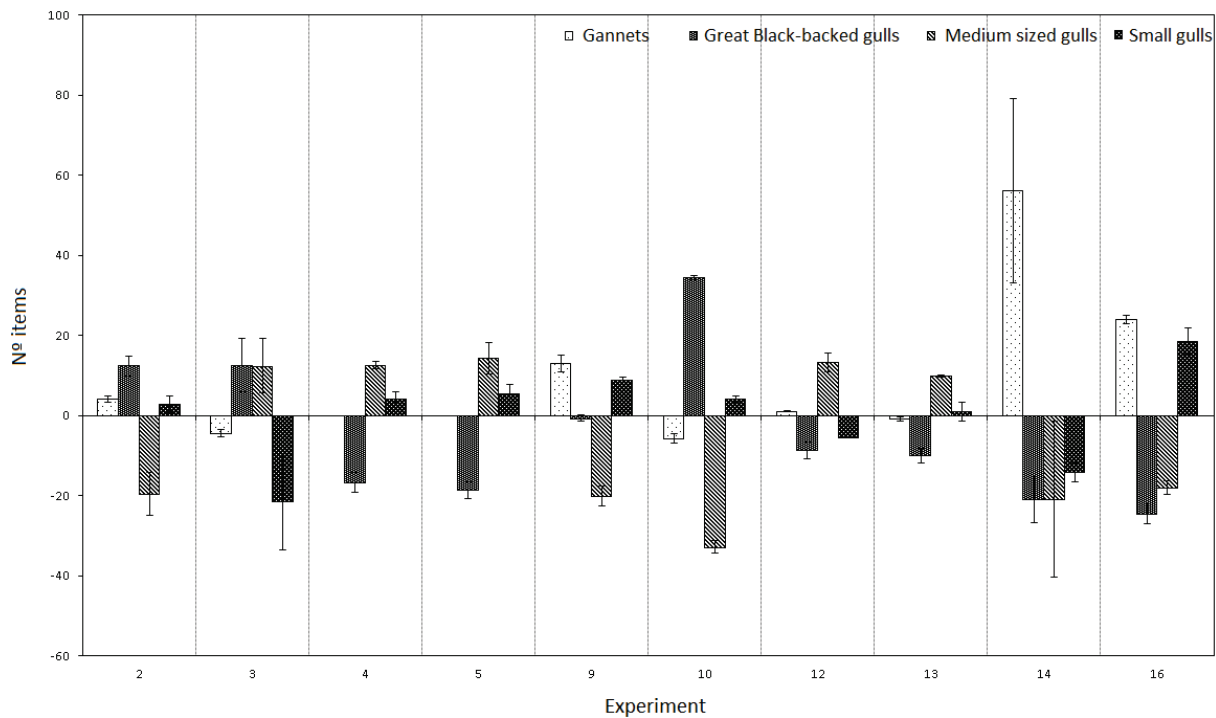


FIG. 2-8 – VERSCHIL TUSSEN HET TOTAAL AANTAL VERWACHTE EN GEOBSERVEERDE CONSUMPTIES VAN TERUGGOOI. DE VERWACHTE CONSUMPTIES ZIJN BEPAALD OP BASIS VAN DE RELATIEVE VERHOUDINGEN VAN SOORTEN IN DE GROEP SCHIPVOLGERS. ER IS ENKEL REKENING GEHOUDEN MET DE TERUGGOOI VAN RONDVIS EN TONG, EN ENKEL SIGNIFICANTE VERSCHILLEN ZIJN WEERGEGEVEN. STAVEN HOGER DAN NUL GEVEN EEN HOGER DAN VERWACHT CONSUMPTIEPATROON.

2.4 Toekomstperspectieven

Het onderzoek naar ruimtelijk-temporele verspreidingspatronen in relatie tot teruggooi, en de schattingen van de hoeveelheid geconsumeerde teruggooi vormen geen eindpunt. In de inleiding is aangegeven dat teruggooi een voedselstroom teweeg brengen, een verplaatsing van energie doorheen het voedselweb, die vanaf de zeevogelgemeenschap verder naar het benthische ecosysteem propageert en onrechtstreeks ook de productie van visbestanden kan beïnvloeden (Hiddink et al., 2007; Kaiser & Hiddink, 2007). De aanzet tot het in kaart brengen van deze voedingstroom is gegeven in met bovenstaand onderzoek. Op basis van deze informatie kan in combinatie met literatuurgegevens, en verdere tests geschat worden hoeveel teruggewooide items geconsumeerd worden. Om de invloed hiervan te kennen op de benthische gemeenschap is het van belang dat er een ruimtelijke en temporele verspreiding van zowel teruggooi als van zeevogels in kaart wordt gebracht. Op basis van deze kartering, gecombineerd met de best beschikbare kennis over aantrekking van vogels naar vissersvaartuigen en de consumptie van de teruggooi, kan worden ingeschat hoeveel organisch materiaal uiteindelijk niet naar de zeebodem zinkt. Het overblijvende gedeelte overleeft of komt beschikbaar voor benthisch invertebraten, als we ervan uit gaan dat de aaseters in de waterkolom verwaarloosbare proportie consumeren. Een volgende stap is het inschatten van het consumptiepatroon van epibenthische invertebraten, en bij uitbreiding van de macrobenthische gemeenschap. Deze soorten zijn op hun beurt een voedingsbron voor bijvoorbeeld tong en schol (Shephard et al., 2010). Het geheel is een complex gegevens dat aanzienlijke veronderstellingen vraagt, en data-intensief is. ILVO zal in samenwerking met andere Europese instituten een gedeelte van deze vraagstelling trachten te beantwoorden, in het Europees project 'Benthis' (2012-2017). Het begrijpen van dit voedselweb is belangrijk voor de ontwikkeling van de vierde descriptor van de Europese mariene kaderrichtlijn en helpt ons om te begrijpen hoe het ecosysteem beïnvloed kan worden door het teruggooiverbod in te voeren.

3 REFERENTIES

- Bellido, J.M., Santos, M.B., Pennino, M.G., Valeiras, X., Pierce, G.J., 2011. Fishery discards and bycatch: solutions for an ecosystem approach to fisheries management? *Hydrobiologia* 670, 317-333.
- Benoit, H.P., Hurlbut, T., ChassÃ©, J.I., 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish Res.* 106, 436-447.
- Broadhurst, M.K., Suuronen, P., Hulme, A., 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish. Fish.* 7, 180-218.
- Catchpole, T., van Keeken, O., Gray, T., Piet, G., 2008. The discard problem - A comparative analysis of two fisheries: The English Nephrops fishery and the Dutch beam trawl fishery. *Ocean Coastal Manage.* 51, 772-778.
- Davis, M.W., 2002. Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 59, 1834-1843.
- Depestele, J., Courtens, W., Degraer, S., Deros, S., Haelters, J., Hostens, K., Moulaert, I., Polet, H., Rabaut, M., Stienen, E., Vincx, M., 2008a. WaKo: Evaluatie van de milieu-impact van WARrelnet- en boomKOrvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee: Eindrapport. 185.
- Depestele, J., Courtens, W., Degraer, S., Haelters, J., Hostens, K., Houziaux, J.S., Merckx, B., Polet, H., Rabaut, M., Stienen, E., Vandendriessche, S., Verfaillie, E., Vincx, M., 2012. An integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries (WAKO-II). 233.
- Depestele, J., Polet, H., Van Craeynest, K., Vandendriessche, S., 2008b. A compilation of length and species selectivity improving alterations to beam trawls. 56.
- Depestele, J., Vandemaele, S., Vanhee, W., Polet, H., Torreele, E., Leirs, H., Vincx, M., 2011. Quantifying causes of discard variability: an indispensable assistance to discard estimation and a paramount need for policy measures. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 1719-1725.
- Desender, M., 2010. Mortality of discarded fish and invertebrates in beam trawl fisheries. Master of Science, Gent.
- Diamond, B., Beukers-Stewart, B.D., 2011. Fisheries Discards in the North Sea: Waste of Resources or a Necessary Evil? *Reviews in Fisheries Science* 19, 231-245.

- Dickey-Collas, M., Pastoors, M.A., van Keeken, O.A., 2007. Precisely wrong or vaguely right: simulations of noisy discard data and trends in fishing effort being included in the stock assessment of North Sea plaice. *ICES J. Mar. Sci.* 64, 1641-1649.
- Enever, R., Catchpole, T.L., Ellis, J.R., Grant, A., 2008. The survival of skates (*Rajidae*) caught by demersal trawlers fishing in UK waters. *Fish Res.* 97, 72-76.
- Enever, R., Revill, A.S., Caslake, R., Grant, A., 2010. Discard mitigation increases skate survival in the Bristol Channel. *Fish Res.* 102, 9-15.
- Enever, R., Revill, A.S., Grant, A., 2009. Discarding in the North Sea and on the historical efficacy of gear-based technical measures in reducing discards. *Fish Res.* 95, 40-46.
- Fernandez, C., Cervino, S., Perez, N., Jardim, E., 2010. Stock assessment and projections incorporating discard estimates in some years: an application to the hake stock in ICES Divisions VIIIc and IXa. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 1185-1197.
- Fonteyne, R., Polet, H., 2002. Reducing the benthos by-catch in flatfish beam trawling by means of technical modifications. *Fish Res.* 1241, 1-12.
- Fonteyne, R., 1997. Optimization of a species selective beam trawl (SOBETRA). Contract Nr AIR2-CT93-1015: 1-211.
- Furness, R., 2007. Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. *Journal of Ornithology* 148, 247-252.
- Grift, R., Dekker, W., Van Keeken, O.A., Kraak, S., Van Marlen, B., Pastoors, M.A., Poos, J.J., Quirijns, F., Rijnsdorp, A.D., Tulp, I., 2005. Evaluation of management measures for a sustainable plaice fishery in the North Sea. 90.
- Groenewold, S., Fonds, M., 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1395-1406.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., 2007. Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *J. Appl. Ecol.* 44, 405-413.
- Holst, R., Revill, A., 2009. A simple statistical method for catch comparison studies. *Fish Res.* 95, 254-259.
- Kaiser, M.J., Hiddink, J.G., 2007. Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 267-276.

- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1994. Fish scavenging behaviour in recently trawled areas. marine Ecology Progress Series 112, 41-49.
- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. marine Ecology Progress Series 126, 31-38.
- Kell, L.T., Bromley, P.J., 2004. Implications for current management advice for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.): Part II. Increased biological realism in recruitment, growth, density-dependent sexual maturation and the impact of sexual dimorphism and fishery discards. J. Sea Res. 51, 301-312.
- Lauerburg, R.A.M., Möllmann, C., Temming, A., Kraus, G., Brey, T., Gronkjaer, P., 2012. Predator-prey interactions in the North Sea: Linking cod (*Gadus morhua*) growth and forage fish availability. Forage fish interactions, Session 2: Post recruitment predator-prey dynamics in ecosystems world-wide.
- Main, J., Sangster, G.I., 1981. A study of the fish capture process in a bottom trawl by direct observation from a towed underwater vehicle. 23.
- Males, J., 2012. The potential of gear modifications to improve species selectivity of beam trawls. Master of Science in Marine Biodiversity and Conservation, Gent.
- Mensink, B.P., Fischer, C.V., Cadée, G.C., Fonds, M., Ten Hallers-Tjabbes, C.C., Boon, J.P., 2000. Shell damage and mortality in the common whelk *Buccinum undatum* caused by beam trawl fishery. J. Sea Res. 43, 53-64.
- Pálsson, Ó.K., Einarsson, H.A., Björnsson, H.Ö., 2003. Survival experiments of undersized cod in a hand-line fishery at Iceland. Fish Res. 61, 73-86.
- Polet, H., Depestele, J., 2010. Impact assessment of the effects of a selected range of fishing gears in the North Sea. 120.
- Poos, J.J., Bogaards, J.A., Quirijns, F.J., Gillis, D.M., Rijnsdorp, A.D., 2010. Individual quotas, fishing effort allocation, and over-quota discarding in mixed fisheries.fsp241.
- Ramsay, K., Kaiser, M.J., Hughes, R.N., 1998. Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 224, 73-89.
- Ramsay, K., Kaiser, M.J., Moore, P.G., Hughes, R.N., 1997. Consumption of Fisheries Discards by Benthic Scavengers: Utilization of Energy Subsidies in Different Marine Habitats. The Journal of Animal Ecology 66, 884-896.

- Ryer, C.H., Stoner, A.W., Titgen, R.H., 2004. Behavioral mechanisms underlying the refuge value of benthic habitat structure for two flatfishes with differing anti-predator strategies. *Mar. Ecol. -Prog. Ser.* 268, 231-243.
- Sa'nchez, F., Rodríguez-Cabello, C., Olaso, I., 2005. The role of elasmobranchs in the Cantabrian Sea shelf ecosystem and impact of the fisheries on them. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 35, 267-480.
- Shephard, S., Brophy, D., Reid, D., 2010. Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem? *Mar. Biol.* 157, 2375-2381.
- Sotillo, A., 2012. Consumption of fishery discards by seabirds in the southern north sea. Master of Science in Marine Biodiversity and Conservation, Gent.
- Sotillo, A., Courtens, W., Depestele, J., Stienen, E., Vincx, M., 2012. Seabirds and fishery discards in the southern North Sea. *VLIZ Special Publication*, 55: 76.
- Stienen, E.W.M., Van Waeyenberge, J., 2003. Evolution, foraging behaviour and reproductive output of coastal breeders at Zeebrugge. Hogere trofische niveaus in de Zuidelijke Noordzee 'TROPHOS': wetenschappelijk verslag voor de periode van 01/02/2002-31/01/2003. Instituut voor Natuurbehoud/Katholieke Universiteit Leuven, Laboratorium voor Aquatische Ecologie/Universiteit Gent, Sektie Mariene Biologie: Brussel: 5-8.
- Stienen, E.W.M., Van Waeyenberge, J., Vercruysse, J., 2002. Zilvermeeuw (*Larus argentatus*) en kleine mantelmeeuw (*Larus fuscus*) als broedvogels in Vlaanderen. *Natuur. oriolus* 68, 104-110.
- van Beek, F.A., van Leeuwen, P.I., Rijnsdorp, A.D., 1990. On the survival of plaice and sole discards in the otter-trawl and beam-trawl fisheries in the North Sea. *Neth. J. Sea Res.* 26, 151-160.
- Van Marlen, B., Bergman, M.J.N., Groenewold, S., Fonds, M., 2005. New approaches to the reduction of non-target mortality in beam trawling. *Fish Res.* 72, 333-345.
- Vandemaele, S., Leirs, H., Torreele, E., 2009. Assessment of discarding rates for commercial species of fish in the Belgian beam trawl fishery, within the framework of the European Common Fisheries Policy. 1.
- Verschueren, B., Vanelslender, B., Polet, H., 2012. Verduurzaming van de garnalevisserij met de garnalenpuls: eindrapport. 116: 1-73.